ISSN 2007-2422

Tecnología y Ciencias del Agua

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-v17-n4



Sistema de captación de agua de lluvia (SCALL), ejido de Almoloya, Hidalgo, México. Foto: Irma Díaz-Aguilar.

Vol. 17, núm. 4, julio-agosto de 2026

ISSN 2007-2422

Tecnología y Ciencias del Agua

Vol. 17, núm. 4, julio-agosto de 2026



Portada: sistema de captación de agua de lluvia en el ejido de Almoloya, Hidalgo, México.
La recolección de agua de lluvia es una práctica muy antigua para el suministro de agua, donde esta última es limitada, y se refiere al proceso de interceptar y almacenar el agua pluvial para su posterior uso. Dicha práctica es muy utilizada como la principal fuente accesible para millones de personas en los países en vías de desarrollo, sobre todo en zonas rurales y recientemente en áreas urbanas, donde el acceso a fuentes de aguas limpias y seguras es limitado. Al respecto, los sistemas de captación de agua de lluvia (SCALL) son una alternativa para abastecer de agua a zonas rurales y urbanas. Sin embargo, son limitados los estudios que evalúan su calidad para riego en huertos familiares. Ver el artículo "Calidad del agua de lluvia captada en zonas rural y urbana para riego en huertos familiares / Quality of rainwater harvesting from rural and urban areas for home garden irrigation" de Claudio Lobato-de la Cruz, Irma Díaz-Aguilar, Arturo Galvis-Spinola, Jesús Pérez-Moreno y Mercedes Aurelia Jiménez-Velázquez.

Foto: Irma Díaz-Aguilar.

Tecnología y Ciencias del Agua

Consejo Editorial

Mtra. Patricia G. Herrera Ascencio
Directora General
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Editor en Jefe
Dr. Álvaro Alberto Aldama Rodríguez
Consultor independiente, México

Editor en Agua y Energía
Dr. Rodolfo Alvarado Montero
Consultor independiente, Holanda

Editora en Calidad del Agua
Dra. Maricarmen Espinosa Bouchot
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México

Editor en Tratamiento del Agua
Dr. Miguel Ángel López Zavala
Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México

Editor en Ciencias Hidroagrícolas
Dr. Jaime Garatuza Payán
Instituto Tecnológico de Sonora, México

Editora en Ciencias Sociales
Dra. María Luisa Torregrosa y Armentia
FLACSO, México

Editor en Gestión del Agua
Dr. Aldo Iván Ramírez Orozco
Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México

Editor en Hidráulica
Dr. Francisco Javier Aparicio Mijares
Consultor independiente, México

Editora en Hidrología Subterránea
Dra. Graciela Herrera Zamarrón
Universidad Nacional Autónoma de México, México

Editor en Hidrología Superficial
Dr. Martín Alfonso Gutiérrez López
Universidad Autónoma del Estado de Querétaro, México

Editor en Innovación Científica y Tecnológica
Dr. Salvador Peña Haro
Photrack AG, Suiza

Secretario Técnico
Mtro. Eduardo López Ramírez
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México

Coordinadora editorial
M.I.D. Helena Rivas López
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México

Coordinación Editorial
Seguimiento del proceso de arbitraje: Elizabeth Peña Montiel, Luis Aviles Rios y Josefa Figueroa Miranda
Marcación y XML: Luisa Guadalupe Ramírez Martínez
Webmaster: Claudia Patricia Martínez Salgado

Comité Editorial

• **Dr. Alcides Juan León Méndez,** Centro de Investigaciones, Cuba • **Dr. Alejandro López Alvarado,** Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile • **Dra. Alma Chávez Mejía,** Universidad Nacional Autónoma de México, México • **Dr. Andrei S. Jouravlev,** Comisión Económica para América Latina y el Caribe, Chile • **Dr. Andrés Rodríguez,** Universidad Nacional de Córdoba, Argentina • **Dra. Anne Margrethe Hansen Hansen,** Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México • **Dr. Ariosto Aguilar Chávez,** Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México • **Dr. Armando Guevara Gil,** Pontificia Universidad Católica, Perú • **Dr. Arturo Marcano,** Asociación Internacional de Ingeniería e Investigaciones, Venezuela • **Dra. Aziza Akhmouch,** Organisation for Economic Cooperation and Development, Francia • **Dr. Carlos Chairez Araiza,** Consultor independiente, México• **Dr. Carlos Cruickshank Villanueva,** Universidad Nacional Autónoma de México, México • **Dr. Carlos Díaz Delgado,** Universidad Autónoma del Estado de México, México • **Dr. Carlos E. Puente,** University of California, Estados Unidos • **Dr. Cleverson Vitório Andreoli,** Centro Universitário Unifae, Brasil • **Dr. Daene C. McKinney,** University of Texas at Austin, Estados Unidos • **Dr. Daniel Murillo Licea,** Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social, México • **Dr. Eduardo A. Varas Castellón,** Pontificia Universidad Católica, Chile • **Dr. Emmanuel Galindo Escamilla,** Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México • **Dr. Enrique Cabrera Marcet,** Universidad Politécnica de Valencia, España • **Dr. Enrique Playán Jubillar,** Consejo Superior de Investigaciones Científicas, España • **Dr. Eric Rendón Schneir,** Universidad Nacional Agraria La Molina, Perú • **Dr. Erick R. Bandala,** Desert Research Institute, Reno, Estados Unidos • **Dr. Ernesto José González Rivas,** Universidad Central de Venezuela, Venezuela • **Dr. Federico Estrada,** Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, España • **Dr. Gerardo Buelna,** Centre de Recherche Industrielle du Québec, Canadá • **Dra. Gabriela Eleonora Moeller Chávez,** Universidad Politécnica del Estado de Morelos, México • **Dr. Gueorguiev Tzatchkov Velitchko,** Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México • **Ing. Héctor Garduño Velasco,** Consultor independiente, México • **M.I. Horacio Rubio Gutiérrez,** Comisión Nacional del Agua, México • **Dr. Ismael Aguilar Barajas,** Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México • **Dr. Ismael Mariño Tapia,** Instituto Politécnico Nacional, México • **Dr. Ismael Piedra Cueva,** Universidad de la República, Uruguay • **Dr. Iván Obando Camino,** Universidad de Talca, Chile • **Dr. Jaime Iván Ordóñez Ordóñez,** Universidad Nacional, Bogotá, Colombia • **Dr. Joaquín Rodríguez Chaparro,** Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, España • **Dr. José Ángel Raynal Villaseñor,** Universidad de las Américas Puebla, México • **Dr. José D. Salas,** University of Colorado, Estados Unidos • **Dr. José Joel Carrillo Rivera,** Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. José Luis Pimentel Equihua,** Colegio de Postgraduados, México • **Dr. José María Gómez Espín,** Universidad de Murcia, España • **M.C. Juan Andrés Martínez Álvarez,** Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Juan B. Valdes,** The University of Arizona, Estados Unidos • **Dr. Juan Pedro Martín Vide,** Universidad Politécnica de Cataluña, España • **Dr. Julio Kuroiwa Zevallos,** Universidad Nacional de Ingeniería, Perú • **Dr. Karim Acuña Askar,** Universidad Autónoma de Nuevo León, México • **Dra. Luciana Coutinho,** Universidade do Minho, Portugal • **Dr. Luis F. León Vizcaíno,** University of Waterloo, Canadá • **Dr. Luis Teixeira,** Instituto de Mecánica de Fluidos e Ingeniería Ambiental, Uruguay • **Dra. Luisa Paré Ouellet,** Universidad Nacional Autónoma de México, México • **Dr. Manuel Contijoch Escontria,** Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, México • **Dr. Marcos von Sperling,** Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil • **Dra. María Claudia Campos Pinilla,** Pontificia Universidad Javeriana, Colombia • **Dra. María Rafaela de Saldanha Matos,** Laboratorio Nacional de Ingeniería Civil, Portugal • **Dra. María Teresa Oré,** Pontificia Universidad Católica del Perú, Perú • **Dra. María Victoria Vélez Otálvaro,** Universidad Nacional de Colombia, Colombia • **M.I. Mercedes Esperanza Ramírez Camperos,** Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México • **Dr. Michel M. Rosengaus Moshinsky,** Consultor independiente, México • **Dr. Miguel A. Medina,** Duke University, Estados Unidos • **Dr. Moisés Berezowsky Verduzco,** Universidad Nacional Autónoma de México, México • **Dr. Omar A. Miranda,** Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina • **Dr. Oscar L. Palacios Vélez,** Colegio de Postgraduados, México • **Dra. Natalia Uribe Pando,** WaterLex, Suiza • **Dr. Óscar F. Ibáñez Hernández,** Consultor independiente, México • **Dr. Paulo Salles Alfonso de Almeida,** Universidad Nacional Autónoma de México, México • **Dr. Rafael Val Segura,** Dirección de Concertación Ciudadana, SACMEX, México • **Dr. Rafael Pardo Gómez,** Instituto Superior Politécnico José Antonio Echeverría, Cuba • **Dr. Ramón Domínguez Mora,** Universidad Nacional Autónoma de México, México • **Dr. Ramón Fuentes Aguilar,** Instituto de Innovación en Minería y Metalurgia, Chile • **Dr. Ramón Ma. Gutiérrez Serret,** Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, España • **Ing. Raquel Duque,** Asociación Internacional de Ingeniería e Investigaciones, Colombia • **Dr. Raúl Antonio Lopardo,** Instituto Nacional del Agua, Argentina • **Dr. Rodolfo Silva Casarín,** Universidad Nacional Autónoma de México, México • **Dr. Serge Léonard Tamari Wagner,** Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México • **Dr. Simón González Martínez,** Universidad Nacional Autónoma de México, México • **Dr. Tomás Martínez Saldaña,** Colegio de Postgraduados, México • **Dr. Víctor Hugo Alcocer Yamanaka,** Consultor independiente, México • **Dra. Ximena Vargas Mesa,** Universidad de Chile, Chile

©*TECNOLOGÍA Y CIENCIAS DEL AGUA*, vol. 17, núm. 4, julio-agosto de 2026, es una publicación bimestral, editada y distribuida por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Paseo Cuauhnáhuac núm. 8532, Progreso, Jiutepec, Morelos, C.P. 62550, México, teléfono: +(52) (777) 3293600, extensiones 474, 475, 533 y 616. Reserva de Derechos al Uso Exclusivo No. 04-2021-080623573500-102, ISSN, 2007-2422, ambos otorgados por el Instituto Nacional de Derechos de Autor. La responsabilidad del contenido de los artículos corresponde exclusivamente a los autores y no necesariamente refleja la postura del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Derechos reservados. Se permite la reproducción total o parcial, siempre y cuando se mencione esta fuente y se envíe a esta redacción un ejemplar de la publicación. *Tecnología y ciencias del agua* continúa la tradición de conocimiento de las revistas *Irrigación en México* (1930-1946); *Ingeniería hidráulica en México* (1947-1971); *Recursos hidráulicos* (1972-1978); *Ingeniería hidráulica en México*, segunda época (1985-2009), y *Tecnología y Ciencias del Agua*, antes *Ingeniería Hidráulica en México* (2010-2011).

Contenido

Artículos (originales)

Articles (original)

Assessing critical water quality indicators in raw and drinking waters of the main treatment plants in the city of Cuenca, Ecuador
Viviana Carrión-Aguilar
Ismael Chaca-Jimbo
Verónica Pinos-Vélez
Juan Fernando Cisneros
Mónica Abril-González
Juan Diego Espinoza
Paola Duque-Sarango
Cristian García-Sánchez
Manuel Rodriguez
María Dolores Tonon

Segmentación y caracterización de los operadores de agua y saneamiento en México
Héctor Camacho
Jessica Vanessa Briseño Ruiz

Efectos en la morfología fluvial inducidos por obras de protección de márgenes
Rafael Niño-Vega
Andrés Vargas-Luna

Efectos de levonorgestrel como contaminante de preocupación emergente en el agua: una revisión
Andrea Paola Cervantes-Venegas
Miguel Ángel Ramos-López
Juan Campos-Guillén
Aldo Amaro-Reyes
Carlos Eduardo Zavala-Gómez
Janet Ledesma-García
José Alberto Rodríguez-Morales

Virtual water and water footprint: Bibliometric valuation of its scientific analysis
Erik Carrillo
Ricardo Salazar-Velázquez
Vidal Salazar Solano

Hacia un plan integral de sostenibilidad hídrica para el Valle Metropolitano de San Luis Potosí
Jonathan Abraham Quintero-García

Contents

Artículos (traducción)

Articles (translation)

Evaluación de indicadores críticos de calidad del agua en el agua cruda y potabilizada de las principales plantas de tratamiento de la ciudad de Cuenca, Ecuador 01
Viviana Carrión-Aguilar
Ismael Chaca-Jimbo
Verónica Pinos-Vélez
Juan Fernando Cisneros
Mónica Abril-González
Juan Diego Espinoza
Paola Duque-Sarango
Cristian García-Sánchez
Manuel Rodriguez
María Dolores Tonon

Segmentation and characterization of water and sanitation utilities in Mexico 35
Héctor Camacho
Jessica Vanessa Briseño Ruiz

Effects on fluvial morphology induced by river-bank protection 72
Rafael Niño-Vega
Andrés Vargas-Luna

Effects of levonorgestrel as contaminant of emerging concern in water: A review 123
Andrea Paola Cervantes-Venegas
Miguel Ángel Ramos-López
Juan Campos-Guillén
Aldo Amaro-Reyes
Carlos Eduardo Zavala-Gómez
Janet Ledesma-García
José Alberto Rodríguez-Morales

Agua virtual y huella hídrica: valoración bibliométrica de su análisis científico 171
Erik Carrillo
Ricardo Salazar-Velázquez
Vidal Salazar Solano

Towards a comprehensive water sustainability plan for the Metropolitan Valley of San Luis Potosí 209
Jonathan Abraham Quintero-García

Contenido

Artículos (originales)

Articles (original)

Efecto de factores ambientales en floraciones de cianobacterias y producción de cianotoxinas en agua dulce
Vanessa Mena-Navarro
Jesús Barrera-Rojas
Aida Alejandra Guerrero de León
Hasbleidy Palacios-Hinestroza
Belkis Sulbarán-Rangel

Calidad del agua de lluvia captada en zonas rural y urbana para riego en huertos familiares
Claudio Lobato-de la Cruz
Irma Díaz-Aguilar
Arturo Galvis-Spinola
Jesús Pérez-Moreno
Mercedes Aurelia Jiménez-Velázquez
Sergio Miguel López-Ramírez

Evaluación de la calidad del agua mediante macroinvertebrados acuáticos y peces como bioindicadores en la quebrada San Francisco, cantón El Pangui, Zamora Chinchipe, Ecuador
Karen Flores-Oviedo
Marcos Calle-Morán
Carlos Montero-Ortiz
Érika Jiménez-Calle
Katherine Visuma-Unkuch
Karina Jiménez-Jiménez
Tangya Sisalima-Macas
Carlos Sarango-Tandazo
Carlos Taday-Sánchez
Sandra Soria-Re
Mírela Cordero-Rosales
Diana Castillo-Abad

Evaluación de vulnerabilidad a la intrusión marina mediante el método GALDIT en acuífero costero de Las Tablas, península de Azuero, Panamá
Valentina Opolenko
Manuel Olías
Francisco Moral
Antonia Jiménez
José Fábrega

Contents

Artículos (traducción)

Articles (translation)

Effect of environmental factors on cyanobacterial blooms and cyanotoxin production in freshwater 261
Vanessa Mena-Navarro
Jesús Barrera-Rojas
Aida Alejandra Guerrero de León
Hasbleidy Palacios-Hinestroza
Belkis Sulbarán-Rangel

Quality of rainwater harvesting from rural and urban areas for home garden irrigation 309
Claudio Lobato-de la Cruz
Irma Díaz-Aguilar
Arturo Galvis-Spinola
Jesús Pérez-Moreno
Mercedes Aurelia Jiménez-Velázquez
Sergio Miguel López-Ramírez

Water quality assessment using aquatic macroinvertebrates and fish as bioindicators in the San Francisco stream, El Pangui canton, Zamora Chinchipe, Ecuador 364
Karen Flores-Oviedo
Marcos Calle-Morán
Carlos Montero-Ortiz
Érika Jiménez-Calle
Katherine Visuma-Unkuch
Karina Jiménez-Jiménez
Tangya Sisalima-Macas
Carlos Sarango-Tandazo
Carlos Taday-Sánchez
Sandra Soria-Re
Mírela Cordero-Rosales
Diana Castillo-Abad

Assessment of vulnerability to marine intrusion using the GALDIT method in the coastal aquifer of Las Tablas, Azuero Peninsula, Panama 417
Valentina Opolenko
Manuel Olías
Francisco Moral
Antonia Jiménez
José Fábrega

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-01

Articles

Assessing critical water quality indicators in raw and drinking waters of the main treatment plants in the city of Cuenca, Ecuador

Evaluación de indicadores críticos de calidad del agua en el agua cruda y potabilizada de las principales plantas de tratamiento de la ciudad de Cuenca, Ecuador

Viviana Carrión-Aguilar[1], ORCID: https://orcid.org/0009-0007-6705-6657

Ismael Chaca-Jimbo[2], ORCID: https://orcid.org/0009-0004-4702-4592

Verónica Pinos-Vélez[3], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-8278-5873

Juan Fernando Cisneros[4], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-0740-0926

Mónica Abril-González[5], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-6449-7875

Juan Diego Espinoza[6], ORCID: https://orcid.org/0009-0004-1134-9133

Paola Duque-Sarango[7], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-4484-7273

Cristian García-Sánchez[8], ORCID: https://orcid.org/0009-0006-6064-4870

Manuel Rodriguez[9], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-2010-6438

María Dolores Tonon[10], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-0822-8056

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

[1]Departamento de Recursos Hídricos y Ciencias Ambientales, Ecocampus Balzay, Universidad de Cuenca, Cuenca, Ecuador, viviana.carrion@ucuenca.edu.ec

[2]Departamento de Recursos Hídricos y Ciencias Ambientales, Ecocampus Balzay, Universidad de Cuenca, Cuenca, Ecuador, ismael.chacaj@ucuenca.edu.ec

[3]Departamento de Recursos Hídricos y Ciencias Ambientales-Departamento de Biociencias, Ecocampus Balzay, Universidad de Cuenca, Ecuador, veronica.pinos@ucuenca.edu.ec

[4]Departamento de Recursos Hídricos y Ciencias Ambientales, Ecocampus Balzay, Universidad de Cuenca, Cuenca, Ecuador, juan.cisneros@ucuenca.edu.ec

[5]Departamento de Biociencias, Ecocampus Balzay, Universidad de Cuenca, Ecuador, monica.abrilg@ucuenca.edu.ec

[6]Empresa Pública Municipal de Telecomunicaciones, Agua Potable, Saneamiento y Gestión Ambiental del cantón Cuenca en el Ecuador (ETAPA EP), Ecuador, despinoz@etapa.net.ec

[7]Grupo de Investigación en Recursos Hídricos (GIRH-UPS), Campus El Vecino, Universidad Politécnica Salesiana, Cuenca, Ecuador, paoladuquesarango@gmail.com

[8]Graduate School of Land Planning and Regional Development, Faculty of Planning, Architecture, Art and Design, Université Laval, Québec, Canada, crgas1@ulaval.ca

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

[9]Graduate School of Land Planning and Regional Development, Faculty of Planning, Architecture, Art and Design, Université Laval, Québec, Canada, manuel.rodriguez@esad.ulaval.ca

[10]Departamento de Biociencias, Ecocampus Balzay, Universidad de Cuenca, Ecuador, maria.tonon@ucuenca.edu.ec

Corresponding author: Verónica Pinos-Vélez, veronica.pinos@ucuenca.edu.ec

Abstract

Ecuador is a tropical country with wet and dry periods. The seasonality of water resources leads to water availability and quality variability. This study investigated the variability of physical-chemical characteristics (pH, colour, turbidity, and conductivity), aluminum content, residual free chlorine, and caffeine levels in the inlets and outlets, and in the distribution networks of the three main drinking water treatment plants in the city of Cuenca: El Cebollar (Tomebamba River), Sustag (Yanuncay River), and Tixan (Machangara River). Samples were collected from May 2023 to December 2024. The average values for each parameter fell below regulatory limits. No caffeine was detected. There were isolated instances of values exceeding the regulatory standard for aluminum in inlet and distribution samples. A deficiency of free chlorine was also observed at some points in the distribution system, which might be due to the distance from the treatment plant and the state of the pipes. These findings indicate the quality of Cuenca's drinking water. However, more

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

water quality controls should be implemented throughout the distribution network.

Keywords: water quality, drinking water, water treatment, water supply, water resources, chemical analysis, pollutants, Ecuador.

Resumen

Ecuador es un país tropical con periodos húmedos y secos. La estacionalidad de los recursos hídricos genera variabilidad en la disponibilidad y calidad del agua. Este estudio investigó la variabilidad de las características físico-químicas (pH, color, turbidez y conductividad), el contenido de aluminio, el cloro libre residual y los niveles de cafeína en las entradas y salidas, y en las redes de distribución de las tres principales plantas de tratamiento de agua potable de la ciudad de Cuenca: El Cebollar (río Tomebamba), Sustag (río Yanuncay) y Tixán (río Machangara). Se recolectaron muestras entre mayo de 2023 y diciembre de 2024. Los valores promedio de cada parámetro se situaron por debajo de los límites reglamentarios. No se detectó cafeína. Se observaron casos aislados de valores que superaron la norma reglamentaria para el aluminio en las muestras de entrada y distribución. También se observó una deficiencia de cloro libre en algunos puntos del sistema de distribución, lo que podría deberse a la distancia de la planta de tratamiento y al estado de las tuberías. Estos hallazgos indican la calidad del agua potable de Cuenca. Sin embargo, se deberían implementar más controles de calidad del agua en toda la red de distribución.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Palabras clave: calidad del agua, agua potable, tratamiento del agua, abastecimiento de agua, recursos hídricos, análisis químico, contaminante, Ecuador.

Received: 26/06/2025

Accepted: 26/08/2025

Available ahead of print: 18/09/2025

Version of record: 01/07/2026

Introduction

Ecuador is located on the equator, or zero parallel, between the Tropic of Cancer and the Tropic of Capricorn; it does not experience hot and cold seasons but has two distinct periods, the wet and dry periods. In this country, water source, quality, and availability vary by region. For instance, The Sierra or Andean region is characterized by its páramo biomes, which supply water to the cities (Hofstede *et al*., 2023). The availability and quality of water resources vary throughout the year depending on the period, wet and dry, and other large-scale phenomena such as El Niño, La Niña, and climate changes (Hidalgo-Proaño, 2017).

Access to clean and safe drinking water is a fundamental human right. This is reflected in the United Nations Sustainable Development Goal (SDG) 6, which calls for "Ensuring the availability of water and its sustainable management and sanitation for all" (UN, 2022). However, water insecurity plagues our planet. Therefore, it is essential to monitor water quality to detect any contamination that could present a human

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

health risk if consumed (Alcocer-Yamanaka *et al*., 2004; Arias-Muñoz *et al*., 2025).

During heavy rainfall events, runoff that contains large amounts of dissolved and particulate matter enters surface water sources, presenting challenges for drinking water treatment. These include membrane fouling, increases in chemical demands, and the formation of various disinfection by-products (Delpla *et al*., 2023). In Andean páramos of volcanic origin, there might also be leaching of metals (Arcentales-Ríos *et al*., 2022). During periods of drought, there is a risk of water shortages.

In addition to natural sources of variation in water quality, anthropogenic activity also plays a role. These activities release chemical and biological contaminants into the environment, including metals like arsenic, lead, chromium, and salts like fluorides and nitrates, as well as emerging contaminants such as pharmaceuticals, pesticides, and microplastics (WHO, 2023). Notably, caffeine stands out as an indicator for emerging contaminants due to its widespread presence in surface waters globally (Pinos-Vélez *et al*., 2019).

Given the evidence of high levels of contaminants, ensuring water quality at sources that supply treatment plants, the effectiveness of the treatment itself, and the maintenance of water quality during distribution is crucial. Therefore, this study aimed to evaluate the critical physical and chemical parameters in the source water and treated water of the three main water treatment plants in the Andean city of Cuenca, Ecuador. For each sample, we analyzed the aluminum content, free chlorine, color, pH, conductivity, turbidity, caffeine concentration, and acute ecotoxicity using *Daphnia magna*. We compared the levels of these critical parameters with regulatory standards and evaluated the variability of water quality

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 01-34. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-01

between the three plants, between the two seasonal periods, and at various locations throughout the system from the source to the end of the distribution network.

Materials and methods

Study area

Cuenca, Ecuador, is located in the Ecuadorian Andes, with an average temperature of 15 °C, and an altitude of 2 560 meters above sea level (masl) (INEC, 2022). The city has a seasonal variation of wet and dry periods with an average annual precipitation of 984 mm (Arcentales-Ríos *et al*., 2022). The Municipal Public Company (ETAPA EP) manages water treatment and supply, covering over 90 % of the population in ETAPA EP (2020). Cuenca has three main drinking water treatment plants: El Cebollar, Tixan, and Sustag. The oldest of the three main water treatment plants is El Cebollar (C), which began operations in 1949. Located in the northwest area at 2 639 masl, it draws water at 2 736 masl from the Tomebamba River (IC). This plant serves the central and south-central areas of the city, providing drinking water to roughly 200 000 residents (ETAPA EP, 2020). For flocculation, El Cebollar utilizes 35 mgl^{-1} of aluminum sulfate and 0.7 mg l^{-1} of a cationic polymer, while chlorine gas (1 mg l^{-1}) is used for disinfection (Ávila, 2013). The Tixan (T) drinking water treatment plant, located in the Chiquintad parish, utilizes water from the Machángara River (IT) at 2 690 masl. It began operations in 1994 (Ávila, 2013) and supplies the northern part of Cuenca (ETAPA EP, 2020). The Sustag (S) drinking water treatment plant is located in the

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 01-34. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-01

Sustag area in San Joaquín, at an elevation of 2 920 masl. This plant sources water from the Yanuncay River (IS), at an elevation of 2 736 masl and provides drinking water to approximately 25 000 people in the southern part of the city (ETAPA EP, 2020).

Sampling points: For each of the three water treatment plants, samples were collected from seven sampling points: the source water inlet (I), the outlet after treatment (O), and five additional points within the distribution network (D1 through D5). Sampling points are numbered according to the proximity to the plant, with the lowest numbers closest to the plant. The points are located throughout the entire distribution network to determine if there are variations in parameters due to distance from the treatment plant. Details regarding specific distribution points can be found in Figure 1. The sampling was carried out during two distinct campaigns: May 2023 (representing the wet season, denoted by "Wet") and July 2023 (representing the dry season, denoted by "Dry"). For each sample, we analyzed aluminum content, free and total chlorine, colour, pH, conductivity, turbidity, and caffeine concentration. We collected a total of 450 samples, 150 from each of the three water treatment plants.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 01-34. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-01

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

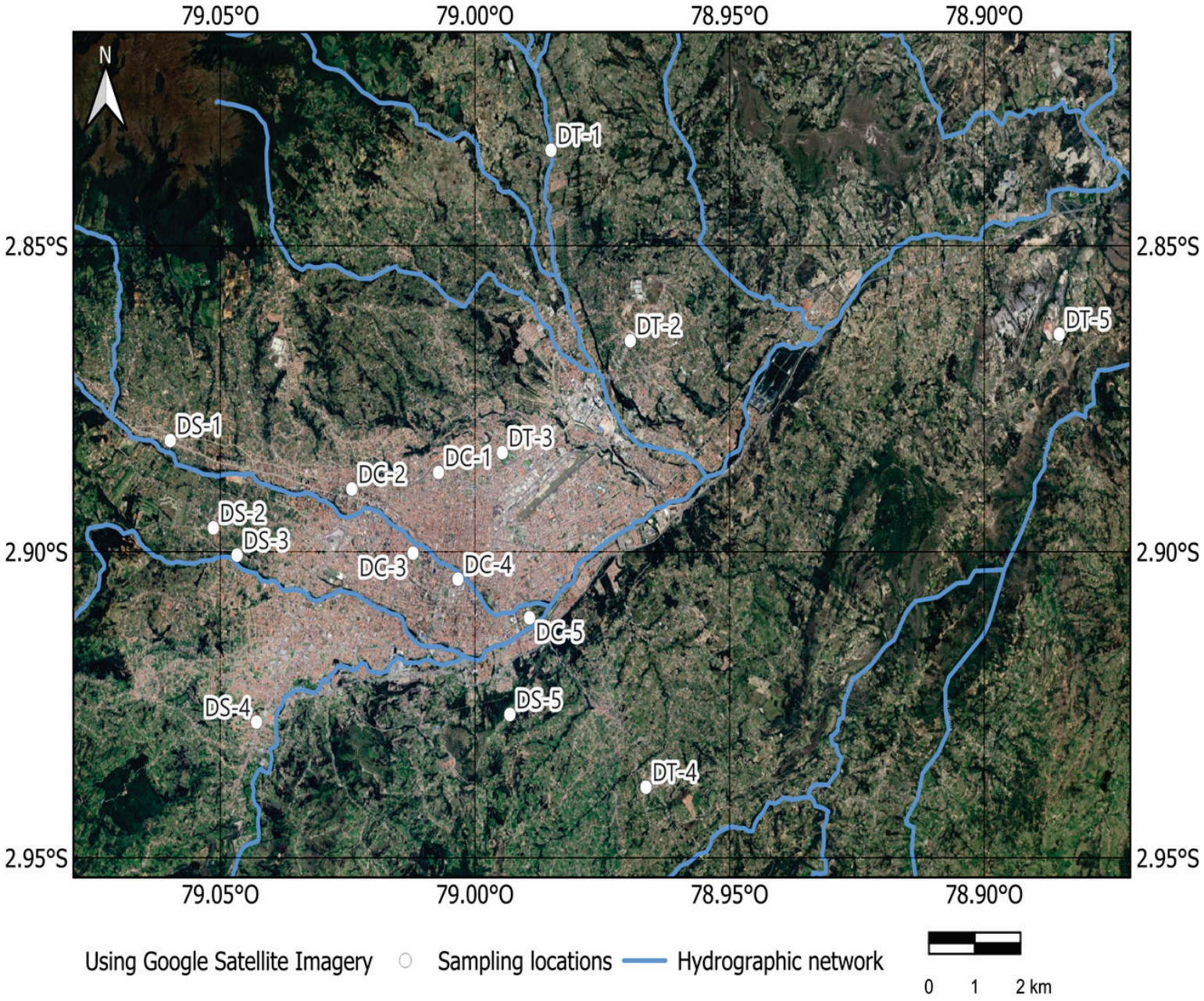


Figure 1. Sampling points for distribution (D) for El Cebollar (C), Sustag (S) and Tixan (T) systems.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Analysis

Aluminum analyses: 100 ml of each water sample was stored in a plastic container and transported to the IRCMA laboratory facilities, where the samples were analyzed the same day. To measure aluminum in the water samples, we used a Hanna Instruments HI93712-01 caloric method test kit (with a detection range of 0.00 to 1.00 mgl^{-1}). Briefly, reagent A was added to 50 ml of the drinking or inlet water sample. Once homogenized, the contents of B were added, stirring until dissolved. The set was divided into two 10 ml cuvettes. Reagent C was added to one of the cuvettes to obtain the blank. We waited 15 minutes. Next, both cuvettes were analyzed using a spectrophotometer (HI883305 Multiparameter Photometer for Boiler & Cooling Tower, Hanna Instruments) to determine the Al^{3+} and Al_2O_3 content in mgl^{-1}.

Residual-free chlorine analyses: The residual-free chlorine was measured in situ. For the analysis, a Hanna Instrument HI38017 DPD (N, N-diethyl-p-phenylene-diamine) and a colorimetric method test kit were used (with a detection range of 0.00 to 5.00 mgl^{-1} of Cl_2). Briefly, 10 ml cuvette of distilled water was used as blank in a spectrophotometer. Then, 10 ml of the sample and a/the reagent was poured into a separate cuvette and mixed for 20 seconds for free chlorine, and for three minutes for residual chlorine before measuring in the spectrophotometer.

The pH and conductivity (range 0.00 to 20.00 $mScm^{-1}$ EC, electrical conductivity) were measured in situ for each sample using a Hanna Instruments meter, model HI98130. To determine colour, we used the Hach hexachloroplatinate method. To measure turbidity, we used nephelometry and Hach method 10258. This involved placing 10 ml of the

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 01-34. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-01

sample in a cuvette, mixing it with the provided reagent, and then measuring the solution in a spectrophotometer to obtain a turbidity reading in nephelometric turbidity units (NTU).

Caffeine analyses: 1 000 ml of each water sample were stored in a glass container to be transported in a cooler to the IRCMA laboratory facilities, where the samples were analyzed in the same week. The analytical method was taken from previous work carried out in the group (Cipriani-Avila *et al*., 2023; Jara-Negrete *et al*., 2023). Caffeine analysis involved a solid phase extraction process using Strata C-18 cartridges. These cartridges were first conditioned by passing 10 ml of methanol through them at a controlled flow rate of $5E^{-8}$ m^3s^{-1}. Subsequently, 900 ml of the water sample was passed through the cartridges using a vacuum manifold, ensuring a slow drip speed (less than or equal to one drop per second). After drying the cartridges with the vacuum pump for 5 minutes, the concentrated sample was eluted with 2 ml methanol. Each sample was analyzed in duplicate for accuracy. A blank sample was prepared by eluting 900 ml of distilled water through the cartridge. The samples were analyzed in an Azura brand HPLC-DAD. The injection volume was 30 µl of sample. The mobile phase/elution liquid comprised 40 % milliQ water and 60 % HPLC grade methanol. The total analysis time per sample was 6.5 minutes. A calibration curve for caffeine was established using a Sigma Aldrich standard, and the detection limit was set at 0.025 μgl^{-1}.

***Daphnia magna* bioassay**: For this test, the European Union regulations were followed: Test No. 202: *Daphnia* sp. Acute Immobilization Test (OECD, 2004). 100 ml of each water sample were stored in a glass container and transported to the IRCMA laboratory. To determine ecotoxicity, we placed five *Daphnia magna* neonates (less than

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

24 hours old) in a 35 ml sample of dechlorinated water, for each test of each sample. After 48 hours, we counted the number of immobilized *Daphnia magna* (Pinos-Vélez *et al*., 2023). All bioassays were conducted in duplicate.

Statistical analysis

Descriptive statistics were calculated for the data set to find the median, mean, and standard deviation of parameters by sampling point or type of sample (*i.e*., Inlet, Outlet, or Distribution). Homoscedasticity and normality were assessed. As these assumptions were not met for all data sets, non-parametric inferential tests (Wilcoxon Test and Kruskal-Wallis Test) were employed with a significance level of 0.05. The Wilcoxon Test was used to determine statistically significant differences between parameters by period (dry (D) or wet (W)). A Kruskal-Wallis Test was used to determine differences between parameters by plant or by type of sample, and if significant, a one-tailed post hoc test was applied. For multivariate statistics, a Cluster analysis (k-means) using Euclidean distance, and a Principal Component Analysis with scaled data and their combination were performed using the R packages FactoMineR and factoextra. The R (Version 4.4.0) software package with an R-Studio interface was used for statistical analyses.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 01-34. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-01

Results and discussion

We analyzed 450 samples, 150 from each treatment plant. As shown in Table 1, results for raw water samples were compared to the limits established by the Ecuadorian standard TULSMA (MAE, 2018). For drinking water samples, the comparison was made with the NTE INEN-1108:2020 standard, except for aluminum, which was evaluated according to the limits set by the World Health Organization (WHO, 2003; WHO, 2023). All median values across the monitoring points were within the permissible limits, though variations related to seasonal changes and distribution networks were noted.

Table 1. Medians [min/max] of aluminum, chlorine, and physical-chemical parameters in samples from the inlet (I), outlet (O), and distribution (D) at El Cebollar (C), Sustag (S), and Tixan (T) treatment plants during wet (Wet) and dry (Dry) periods.

Code	Al_2O_3 mgl^{-1}	Al^{3+} mgl^{-1}	Free Cl_2 mgl^{-1}	Colour Pt-Co	pH	Conductivity µS	Turbidity NTU
IC.Wet	0.00 [0.0/0.17]	0.00 [0.00/0.17]	0.05 [0.00/0.10]	11.2 [10/15]	8.1 [7.7/8.50]	115 [74/158]	2.6 [1.58/4.2]
OC.Wet	0.05 [0.0/0.17]	0.04 [0.00/0.08]	1.20 [0.85/1.26]	1.25 [0/5.0]	7.41 [6.8/8.29]	114 [81/167]	1.0 [0.26/2.75]
DC.Wet	0.05 [0.0/0.23]	0.05 [0.00/0.12]	1.20 [0.01/1.36]	< LD	7.70 [7.1/8.26]	110 [52/129]	1.3 [0.00/2.3]
IC.Dry	0.06 [0.0/0.23]	0.04 [0.03/0.12]	0.05 [0.00/0.10]	10.0 [0.0/30]	7.78 [7.15/7.9]	119 [108/155]	2.00 [1.0/2.6]

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 01-34. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-01

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

Code	Al_2O_3 mgl^{-1}	Al^{3+} mgl^{-1}	Free Cl_2 mgl^{-1}	Colour Pt-Co	pH	Conductivity µS	Turbidity NTU
OC.Dry	0.07 [0.0/0.2]	0.04 [0.0/0.10]	1.23 [0.9/1.40]	< LD	7.28 [6.7/8.2]	114 [87/161]	1.00 [0.3/2.0]
DC.Dry	0.11 [0.0/0.3]	0.06 [0.00/0.2]	1.26 [1.20/1.40]	0.0 [0.0/2.5]	7.50 [7.1/8.3]	111.0 [101/125]	1.25 [0.3/2.4]
IS.Wet	0.03 [0.0/0.1]	0.01 [0.0/0.1]	0.05 [0.00/0.10]	22.5 [7.4/50]	8.11 [7.4/8.3]	67.0 [17/124]	2.09 [4.0/4.7]
OS.Wet	0.02 [0.0/0.11]	0.02 [0.0/0.06]	1.32 [0.8 /1.57]	0.00 [0.0/5]	7.32 [5.6/7.7]	83.3 [51/129]	0.75 [0.19/1.0]
DS.Wet	0.07 [0.0/0.3]	0.03 [0.0/0.14]	1.26 [0.0/1.4]	0.00 [0.0/10]	7.45 [6.6/7.9]	77.00 [51/124]	1.00 [0.0/5.2]
IS.Dry	0.02 [0.0/0.1]	0.01 [0.0/0.07]	0.06 [0.0/0.10]	20.0 [0.0/75]	7.96 [7.2/8.5]	68.5 [45/98]	2.34 [1.2/6.4]
OS.Dry	0.00 [0.0/0.9]	0.00 [0.0/0.05]	1.30 [1.00/1.44]	0.00 [0.00/5]	7.68 [5.8/8.1]	76.5 [51/107]	1.00 [0.33/2.0]
DS.Dry	0.050 [0.0/0.3]	0.03 [0.0/0.1]	1.26 [1.2/1.36]	0.0 [0.0/12.5]	7.50 [7.1/8.0]	87.00 [66/132]	1.00 [0.4/2.6]
IT.Wet	0.05 [0.0/0.34]	0.03 [0.0/0.26]	0.08 [0.0/0.1]	13.8 [5/20]	8.08 [7.1/8.5]	92.0 [68/130]	2.19 [1.0/7.0]
OT.Wet	0.00 [0.0/0.23]	0.00 [0.0/0.12]	1.23 [0.5/1.6]	< LD	7.60 [7.1/8.0]	104.5 [90/138]	0.64 [0.2/1.5]
DT.Wet	0.02 [0.0/0.3]	0.01 [0.0/0.18]	1.26 [0.0/1.4]	0.00 [0.00/5]	7.79 [7.0/8.3]	94 [86/103]	0.75 [0.0/3.6]
IT.Dry	0.11 [0.0/0.4]	0.06 [0.0/0.20]	0.05 [0.0/0.1]	17.5 [0.00/65]	7.72 [7.2/8.2]	97 [72/111]	1.85 [1.0/13]
OT.Dry	0.04 [0.0/0.2]	0.02 [0.0/0.09]	1.26 [1.0/1.4]	0.00 [0.0/15]	7.40 [6.6/8.6]	104 [79/122]	0.48 [0.0/1.1]

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 01-34. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-01

Code	Al_2O_3 mgl^{-1}	Al^{3+} mgl^{-1}	Free Cl_2 mgl^{-1}	Colour Pt-Co	pH	Conductivity µS	Turbidity NTU
DT.Dry	0.06 [0.0/0.43]	0.03 [0.0/0.23	1.26 [1.2/1.4]	< LD	7.50 [7.2/8.0]	94 [78/108]	0.89 [0.3/2.0]
TULSMA†	-	0.2	-	-	6.0–9	-	100
INENæ	-	-	0.3–1.5	15	6.5–8	-	5
WHOø		0.2					-

< LD: Below detection limit.

†Ministerio del Ambiente. (2015) for raw water.

æINEN (2020) for drinking water.

øWHO (2023) for drinking water.

Aluminum content

The mean aluminum concentration across all treatment plants and sampling points was 0.04 mgl^{-1}, indicating the consistent presence of aluminum from the source (I) at all locations throughout the distribution network. While aluminum levels typically remained within the permissible limits set by TULSMA and WHO standards (0.2 mgl^{-1}), isolated cases showed marginal exceedances at three samples in El Cebollar, with an average of 0.24 mgl^{-1}, five points in Sustag, with an average of 0.24 mgl^{-1}, and 7 points in Tixan, with average of 0.32 mgl^{-1}. In Tixan, most of those exceedances were at points within the distribution network, with only two in the inlet. These findings suggest occasional challenges in managing residual aluminum levels at Tixan, potentially linked to high-turbidity conditions in the source water.

During periods of elevated turbidity, commonly observed in raw water during the wet season, the increased application of aluminum-

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 01-34. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-01

based coagulants, such as aluminum sulfate, becomes imperative for managing sediment and suspended particles. Although higher coagulant dosages effectively control turbidity, they simultaneously increase the risk of residual aluminum in treated water if dosing is not meticulously calibrated (Spînu & Racoviteanu, 2014). Aluminum sulfate, a widely used coagulant, may lead to increased residual aluminum due to the formation of aluminum hydroxide precipitates. These precipitates capture suspended particles but may also inadvertently elevate aluminum concentrations post-treatment (Cogollo, 2011).

It is noteworthy that elevated aluminum levels were detected not only in the treated water but also at the inlet of the Tixan treatment plant before any treatment chemicals were applied. This finding suggests that the presence of aluminum in the source water could primarily result from natural sources, such as mineral leaching within the Machangara River watershed, particularly during the wet season. The aluminum concentration in natural waters varies depending on physicochemical and mineralogical factors. Dissolved aluminum concentrations in waters vary from 0.001 to 0.05 mgl^{-1} at neutral pH and from 0.001 to 0.5-1 mgl^{-1} in acidic waters (WHO, 2003). High turbidity values recorded at the inlet further support this hypothesis, as such conditions are typical of Andean rivers flowing through mineral-rich soils. This situation highlights the critical importance of precise coagulant dosing and continuous monitoring to ensure compliance with health standards (Gonzalez *et al*., 2013) while effectively managing the natural influx of aluminum from the watershed. Overall, aluminum levels in drinking water depend on the concentration occurring in the source water and the doses of aluminum-based coagulants applied during water treatment (WHO, 2003).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 01-34. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-01

Free chlorine content

According to INEN-1108:2020, the allowable concentration of residual free chlorine in water distribution systems should range between 1.2 and 1.6 mgl^{-1}. However, in some instances, residual free chlorine levels were undetectable. Specifically, 4 % of samples from El Cebollar, 6.6 % from Tixan, and 5 % from Sustag fell below the permissible limit for residual free chlorine, with these lower levels observed at points farther from the plant, particularly towards the extremities of the distribution network. These findings align with other research that has reported that physical parameters, including pipeline distance, diameter, and flow velocity, significantly influence chlorine decay, though initial chlorine concentration remains the most influential factor (Kwio-Tamale & Onyutha, 2024). Additionally, another study determined that the rate of free residual chlorine decay is affected by travel time and the presence of organic matter. This underscores the importance of monitoring these variables to maintain safe chlorine levels throughout the network (Oliveira *et al*., 2022).

Physical-chemical parameters

The average pH value of the analyzed samples was 8, which is considered neutral and falls within the range required by the NTE INEN 1108-2020 water quality standard. However, the pH of certain samples fell outside of the compliance range. Specifically, samples from points OS11 and OS18 had values lower than recommended, and 45 samples had pH values

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 01-34. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-01

above the standard, 16 in El Cebollar (18 % in I, 6.6 % O, and 75.4 % in D). This variability in pH is likely influenced by differences in water sources and treatment processes. For instance, the Yanuncay River, a source for the Sustag DWTP, is known for its high levels of humic and fulvic acids derived from wetland-originated organic matter. Humic and fulvic acids can form in wetlands through the decomposition of organic matter. These compounds can also enter rivers during periods of increased runoff, such as after rainfall or storm events, when they are transported from soils into surface waters (Ngumba *et al*., 2016; Mahler *et al*., 2021). This process can contribute to pH fluctuations, as these organic acids can lower the pH when present in significant concentrations. This is consistent with the pH values observed at two samples at Sustag compared to samples at the other DWTPs.

The average values of samples collected from the inlets of all three plants were ~15 Pt-Co units for colour, ~100 µS cm-1 for conductivity, and ~1 NTU turbidity. Colour levels tended to be higher during the wet season, likely due to the increased presence of dissolved organic matter from rainwater runoff. For instance, the inlet points at the Sustag plant (IS.Wet: 22.5 Pt-Co) showed notably elevated colour levels during the wet season. In contrast, outlet points and distribution networks consistently showed lower colour values, often below detectable limits (< LD), indicating that the colour removal treatment (coagulation and flocculation) used by all three plants is effective in both seasons.

Conductivity measurements indicated a trend towards higher conductivity in the dry season across most samples, especially at inlet points. For example, at the El Cebollar plant, conductivity at the inlet during the dry season (IC.Dry: 119.0 ± 7 µS cm-1) was higher than in

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 01-34. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-01

the wet season (IC.Wet: 115 µS cm-1). In the Sustag plant, although seasonal conductivity differences were less pronounced, a slight increase was observed in the dry season. Turbidity also showed notable seasonal variation, with higher turbidity levels observed during the wet season at most inlet points, likely due to increased sediments from rainfall. For instance, turbidity at the El Cebollar plant inlet point during the wet season (IC.Wet: 2.6 NTU) was higher than in the dry season (IC.Dry: 2 NTU), which aligns with typical sediment influx from Andean rivers during periods of rain. In the distribution systems, however, turbidity levels remain consistently low in both seasons, reflecting the effectiveness of treatments at clarifying water before distribution.

Overall, by examining the data according to seasonal and locational differences, a clearer pattern emerges in the physical-chemical behaviors of colour, pH, conductivity, and turbidity.

Caffeine

Analyses showed no traces of caffeine in the water for any plants according to our methods' detection limits. These findings are inconsistent with other studies conducted on the coast and in the Amazon region of the country (Capparelli *et al*., 2021; Jara-Negrete *et al*., 2023). This difference may be due to the different origins of the source water. In our study, source water originates from the Andean highlands, while source water along the coast travels through populated areas where it is more susceptible to contamination from inadequate wastewater treatment or illegal landfills. This suggests that caffeine could be considered anthropogenic (Spongberg *et al*., 2011). However, it is possible that

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 01-34. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-01

caffeine also comes from environmental sources. Coffee and tea contain caffeine and are commonly cultivated on the coast, while the Amazon region is known for growing tea and guayusa, another caffeinated plant.

Wet and dry periods

Results of the comparison between parameters by period are shown in Table 2. We used a Wilcoxon test with a significance level of 0.05 to compare between the wet and dry periods for all three plants.

Table 2. p-values from Wilcoxon tests for the wet and dry periods at all three plants. Blue represents instances when the values in the wet period were significantly higher, and orange represents when values for the dry period were significantly higher.

	Al_2O_3	Al^{3+}	Cl_2	Colour	pH	Conductivity	Turbidity
C.I					$8E^{-5}$****		
C.O				0.006**			
C.D			0.01*				
S.I							
S.O					0.01*		0.02*
S.D				0.027*		0.009**	
T.I					0.003*		
T.O							
T.D	0.003**	0.01*			0.037*		

* = p < 0.05
** = p < 0.01
*** = p < 0.001
**** = p < 0.000

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 01-34. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-01

No differences in the aluminum oxide and aluminum concentrations were observed at El Cebollar and Sustag DWTPs. At the Tixan DWTP, statistically significant differences were found in the amount of aluminum oxide and the concentration of aluminum in the distribution water, with higher concentrations during the dry period. This may be due to a lower river flow, thus lower input to the plant, leading to excessive amounts of aluminum oxide being delivered to the plant producing higher concentrations of aluminum. For free chlorine, differences were only identified in the distribution water/system of the Tixan plant, with the highest values observed during the dry period. This may be due to the higher temperatures during this period (Guerrero *et al*., 2017). During the wet period, pH values were significantly higher in raw water for El Cebollar and Tixan DWTPs. This might be caused by the presence of more organic matter during that time. Compared to the dry period, the source water during the wet period typically contains more organic matter, which reacts with chlorine, giving rise to compounds such as trihalomethanes (Delpla *et al*., 2023; Mahler *et al*., 2021). When we measured conductivity, we found that there was significantly higher conductivity in the distribution water at Sustag during the dry period.

Daphnia magna

In general, D. magna survived in all inlet water samples and all water treated after 24 h of chlorine removal. The only statistically significant differences in medians were for the live D. magna in samples from the distribution water, with more live D. magna present in the wet period

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 01-34. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-01

(Figure 2). This is a direct consequence of higher concentrations of aluminum in the water, and possibly trihalomethanes.

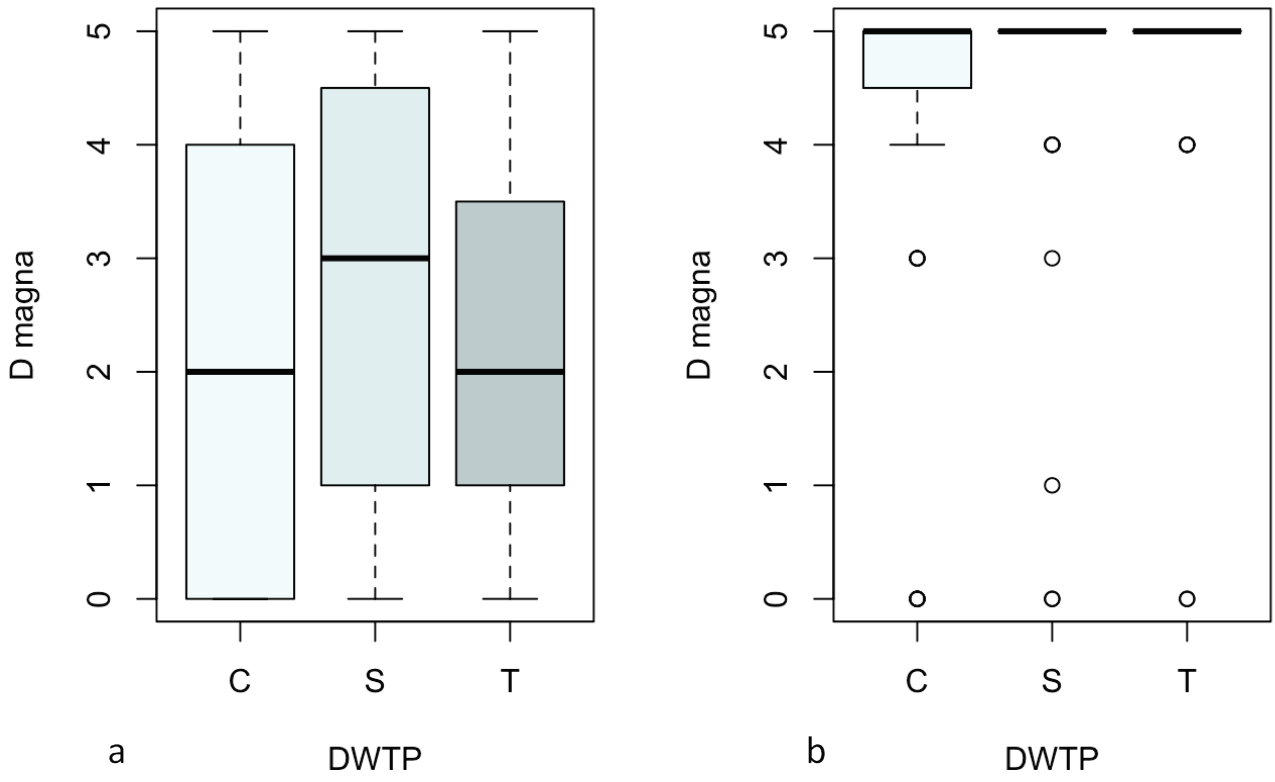


Figure 2. Box plot of the number of surviving D. magna by type of water and water treatment plant during (a) the dry period, and (b) the wet period.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 01-34. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-01

Comparison between plants by inlet, outlet, and distribution

Table 3 shows results from the Kruskal-Wallis test (with a significance level of 0.05) between plants by inlet, outlet, and distribution.

Table 3. p-values for the Kruskal-Wallis test for plant in inlet (I), outlet (O), and distribution (D).

	I		O		D	
	p	**post hoc**	**p**	**post hoc**	**p**	**post hoc**
Al_2O_3	0.01*	C < T; S <T	0.03*	C>S	-	
Al^{3+}	0.03*	C<T; S<T	0.03*	C>S	-	
Cl_2	-		0.02*	C<S	-	
Colour	0.003**	C<S; C<T	-		$2E^{-6}$****	S>T
pH	-		-		-	
Conductivity	$1E^{-8}$****	C>S; C>T	$2E^{-8}$****	C>S; C>T	$1E^{-12}$****	C>S; C>T
Turbidity	-		0.009**	C>T	$1E^{-4}$***	C>S>T

* = $p < 0.05$.

** = $p < 0.01$.

*** = $p < 0.001$.

**** = $p < 0.000$.

For the inlet samples, differences were found in the water colour between the three plants. In all inlet samples, the El Cebollar DWTP colour values were lower compared to the Tixan and Sustag plants. This is because the source waters of those two plants, the Yanuncay and

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 01-34. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-01

Machángara rivers, have higher organic matter content in comparison to the Tomebamba river, which is the source for the El Cebollar plant. There were also differences in the Al_2O_3 and Al content, and the conductivity in the inlet samples between the three plants, which indicates that the aluminum and other metals come from the páramo. In the outlet samples, we observed differences in the aluminum content between the El Cebollar and Sustag DWTPs, which indicates that the aluminum at El Cebollar DWTP is introduced during the treatment. It should be noted that the El Cebollar DWTP is the oldest plant. At the outlets, the El Cebollar DWTP had lower chlorine content in comparison to the Sustag DWTP. Unlike at the inlet where the El Cebollar DWTP exhibited lower values relative to the other DWTPs, the outlet and distribution samples from the El Cebollar DWTP had the highest values for conductivity and turbidity.

A principal component analysis (PCA) was performed and PCA-means were calculated to determine which parameters could be grouped to explain the results in treated (O and D) and untreated water (I). Figure 3 shows the PCA results and in all cases, regardless of plant or period, turbidity and colour are part of the same component and are opposite to the chlorine variables. Component 1 (PC1) is associated with the changes due to water treatment, such as loss of colour, and lower turbidity and chlorination, while Component 2 (PC2) is associated with the aluminum and pH variables related to the characteristics of water when it arrives from the source (I) and how it changes during treatment (O and D). The first two components explain ~60 % of the variability for each plant and season. Component 1 explains between 34 and 43 %, and component 2 explains 23 to 30 % of the variability. Based on a cluster analysis by plant (Figure 4), the raw water (I) samples were different from the treated

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 01-34. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-01

water samples (O and D), which did not differ from each other for any of the plants; that is, in the ordination plot the samples from the plant outlet were mixed in with those from the distribution, indicating that the water properties do not change in the distribution. This shows that the treatment in the plant is responsible for the changes observed in the water. These changes include decreases in colour, turbidity, chlorination, and, in some cases, aluminum. In addition, the characteristics of the treated water at the outlet and at the distribution points are generally maintained/consistent. This is true for both the wet and dry periods.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 01-34. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-01

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

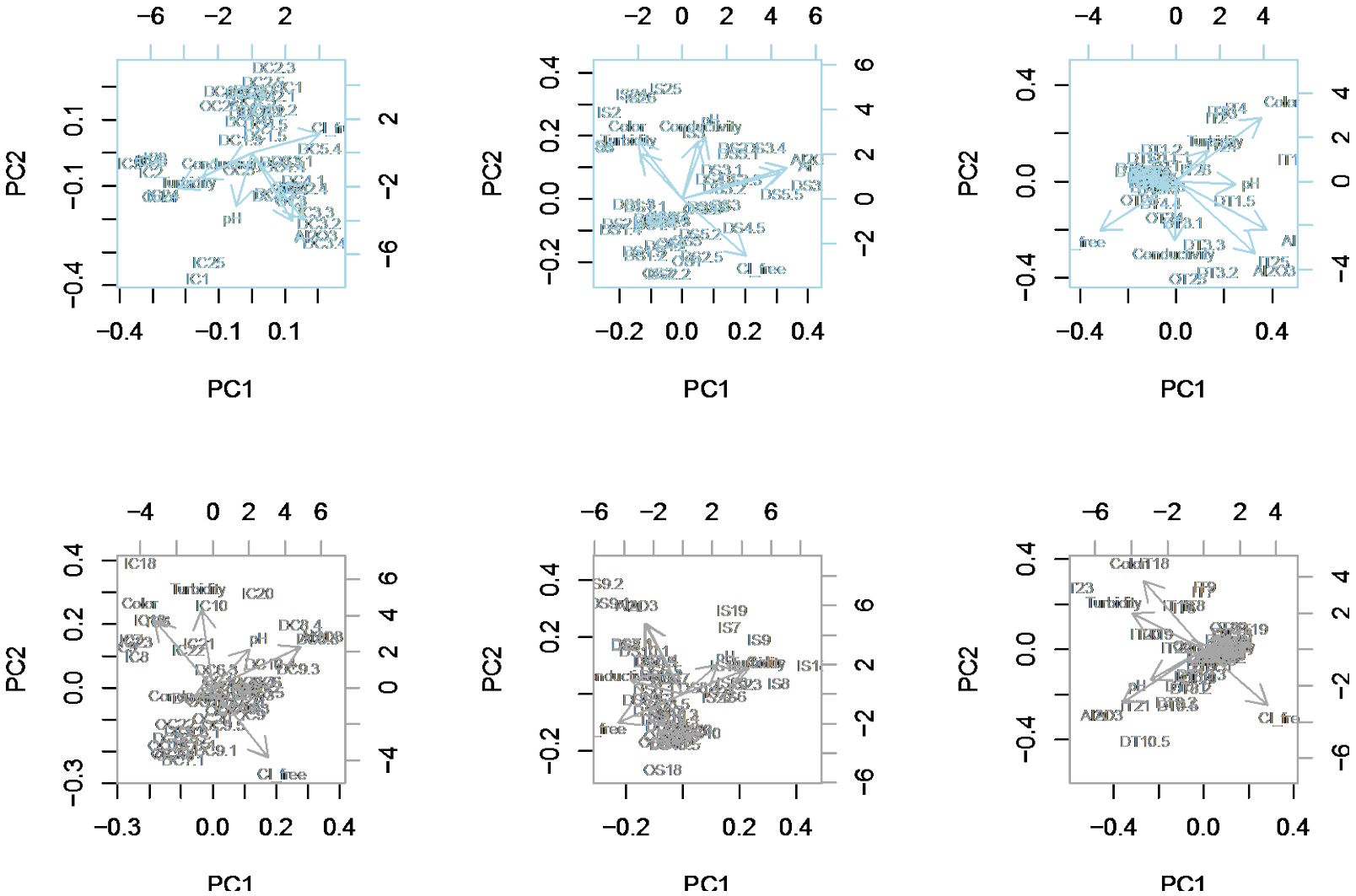


Figure 3. Principal component analysis of the measured parameters for each plant in the wet period (blue) and dry period (gray) at El Cebollar, Sustag, and Tixan DWTPs (suplefrom right to left).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 01-34. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-01

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

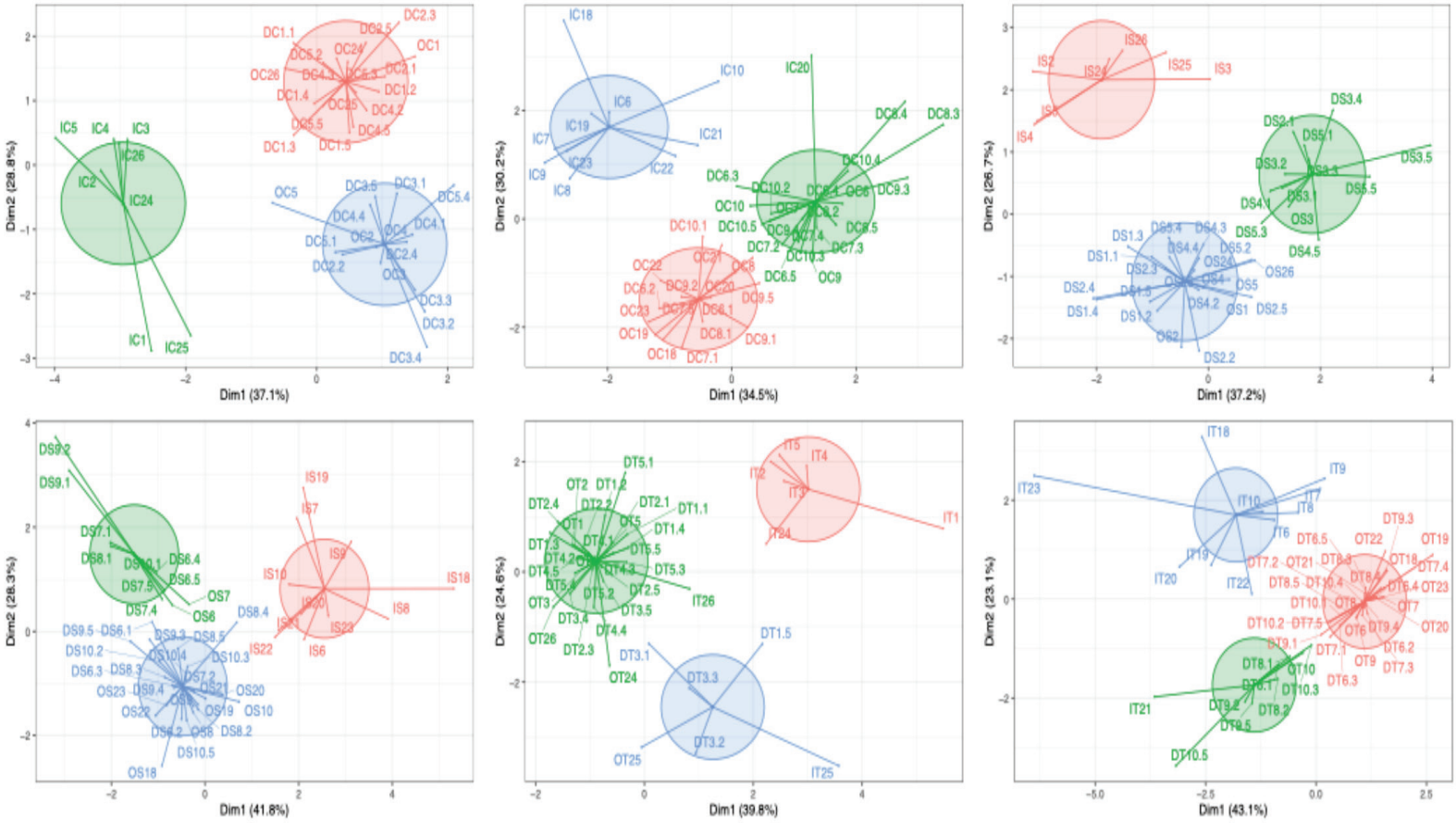


Figure 4. K-means cluster analysis of PCA values for each plant in the wet period (above) and dry period (below), for El Cebollar (left), Tixan (center) and Sustag (right). Each colour represents a separate cluster.

Conclusions

The study revealed significant reductions in colour and turbidity between the raw (inlet) water and treated (outlet and distribution) drinking water in all cases. These reductions are positive indicators of efficient water purification, as lower values of these parameters are considered safest for human consumption (ideally zero or close to zero). Physical-chemical

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

properties across treatment plants and between wet and dry periods showed low variability and generally met the established standards (TULSMA for raw water and INEN/WHO for drinking water) with some exceptions. No caffeine was detected in any of the analyzed samples. This could be attributed to Cuenca's water supply source —the city's highlands— which are less susceptible to anthropogenic or natural pollutants compared to other water sources. Based on the analyzed physical-chemical parameters, including residual free chlorine, aluminum, and caffeine, the drinking water from the three treatment plants serving Cuenca complies with regulations for the considered parameters. However, strategies should be implemented to address potential chlorine loss at distribution points further away from the treatment plants. Given these results and the impact drinking water quality has on human health, it is important to continue with similar types of studies to identify if any by-products, such as trihalomethanes, caused by the reaction of chlorine with the organic matter, are present in the water.

Acknowledgments

The Water Quality-Trihalomethanes Project was co-financed by the Vice Rectorate for Research and Innovation of the University of Cuenca, Cuenca-Ecuador, for the Salesian Polytechnic University for the approval of project 006-001-2024-01-18, and for Université Laval in Canada.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

References

Alcocer-Yamanaka, V. H., Tzatchkov, V., & Arreguín Cortés, F. I. (2004). Modelo de calidad del agua en redes de distribución. *Ingeniería Hidráulica en México, 19*(2), 77-88. http://repositorio.imta.mx/handle/20.500.12013/743

Arcentales-Ríos, R., Carrión-Méndez, A., Cipriani-Ávila, I., Acosta, S., Capparelli, M., Moulatlet, G. M., & Pinos-Vélez, V. (2022). Assessment of metals, emerging contaminants, and physicochemical characteristics in the drinking water and wastewater of Cuenca, Ecuador. *Journal of Trace Elements and Minerals*, *2*, 100030. https://doi.org/10.1016/j.jtemin.2022.100030

Arias-Muñoz, P., Díaz-Chapués, D., Cabrera-García, S., & Jácome-Aguirre, G. (2025). Índice de escasez hídrica en la cuenca del río Ambi, Ecuador. *Tecnología y ciencias del agua, 16*(1), 1-40. https://doi.org/10.24850/j-tyca-2025-01-01

Ávila, R. (2013). Sistemas de Agua Potable y Aguas Residuales de la Ciudad de Cuenca. *Galileo*, *23*, 141-151. http://dspace.ucuenca.edu.ec/handle/123456789/30007

Capparelli, M. V., Cipriani-Avila, I., Jara-Negrete, E., Acosta-López, S., Acosta, B., Pérez-González, A., Molinero, J., & Pinos-Vélez, V. (2021). Emerging contaminants in the Northeast Andean Foothills of Amazonia: The case of study of the City of Tena, Napo, Ecuador. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, *107*(1), 2-10. https://doi.org/10.1007/s00128-021-03275-8

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Cipriani-Avila, I., Molinero, J., Cabrera, M., Medina-Villamizar, E. J., Capparelli, M. V., Jara-Negrete, E., Pinos-Velez, V., Acosta, S., Andrade, D. L., Barrado, M., & Mogollón, N. G. S. (2023). Occurrence of emerging contaminants in surface water bodies of a coastal province in Ecuador and possible influence of tourism decline caused by COVID-19 lockdown. *Science of the Total Environment*, *866*, 161340. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161340

Cogollo, J. (2011). Clarificación de aguas usando cuagulantes polimerizados: caso del hidroxicloruro de aluminio. *DYNA*, *78*(165), 18-27. https://revistas.unal.edu.co/index.php/dyna/article/view/25636/39133

Delpla, I., Bouchard, C., Dorea, C., & Rodriguez, M. J. (2023). Assessment of rain event effects on source water quality degradation and subsequent water treatment operations. *The Science of the Total Environment*, *866*, 161085. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161085

ETAPA EP, Empresa Pública de Telecomunicaciones, Agua Potable, Saneamiento y Gestión Ambiental del Cantón Cuenca. (2020). *Planta de tratamiento de aguas residuales de Ucubamba. ETAPA EP.* https://www.etapa.net.ec/agua-potable-y-saneamiento/operacion-y-mantenimiento-agua-potable-y-saneamiento/planta-de-tratamiento-de-aguas-residuales-de-ucubamba/

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Gonzalez, S., Lopez-Roldan, R., & Cortina, J.-L. (2013). Presence of metals in drinking water distribution networks due to pipe material leaching: A review. *Toxicological & Environmental Chemistry*, *95*(6), 870-889. https://doi.org/10.1080/02772248.2013.840372

Guerrero, R., Serpa, J., & Mora, D. (2017). Evaluación de intensidades de precipitación influenciadas por oscilaciones decadales: Cuenca del Río Paute. *Maskana*, *8*, 185–190. https://publicaciones.ucuenca.edu.ec/ojs/index.php/maskana/article/view/1978

Hidalgo-Proaño, M. (2017). Variabilidad Climática interanual sobre el Ecuador asociada a ENOS. *CienciAmérica: Revista de Divulgación Científica de la Universidad Tecnológica Indoamérica,* 6(2), 42-47. https://cienciamerica.edu.ec/index.php/uti/article/view/82

Hofstede, R., Mena-Vásconez, P., & Suárez, E. (2023). *Los páramos del Ecuador: pasado, presente y futuro*. USFQ PRESS. https://doi.org/10.18272/USFQPRESS.71

INEC, Instituto Nacional de Estadística y Censos. (2022). *Home – Instituto Nacional de Estadística y Censos*. https://www.ecuadorencifras.gob.ec/institucional/home/

INEN, Servicio Ecuatoriano de Normalización. (2020). *NTE INEN 1108. Agua para consumo humano. Requisitos* (6ª rev.). Servicio Ecuatoriano de Normalización.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Jara-Negrete, E., Cipriani-Avila, I., Molinero, J., Pinos-Vélez, V., Acosta-López, S., Cabrera, M., Medina-Villamizar, E. J., Leiva-Andrade, D., Pozo, A., Martínez, O., & Mogollón, N. G. S. (2023). Pharmaceutical compounds in urban drinking waters of Ecuador. *Frontiers in Environmental Science*, *11*. https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1232405

Kwio-Tamale, J. C., & Onyutha, C. (2024). Influencia de los parámetros físicos y de calidad del agua en la disminución del cloro residual en la red de distribución de agua. *Heliyon*, *10*(10), e30892. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e30892

Mahler, C. F., Svierzoski, N. D. S., & Bernardino, C. A. R. (2021). Chemical characteristics of humic substances in nature. In: Cruz, A. C. D., De Oliveira, R. A. F., & Da Silva, M. M. (eds.). *Humic substances in nature* (pp. 147–167). IntechOpen. https://doi.org/10.5772/intechopen.97414

Ministerio del Ambiente. (2015). Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente (TULSMA), Libro VI, Anexo 1: Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes: Recurso Agua. Registro Oficial.

Ngumba, E., Gachanja, A., & Tuhkanen, T. (2016). Occurrence of selected antibiotics and antiretroviral drugs in Nairobi River Basin, Kenya. *Science of the Total Environment*, *539*, 206-213. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.139

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

OECD, Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos. (2004). Test No. 202: *Daphnia* sp. acute immobilisation test. In: *OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2*. https://doi.org/10.1787/9789264069947-en

Oliveira, L. de, Reis, D. R. dos, & Hoffmann, N. K. S. del A. (2022). Decay process of free residual chlorine concentration affected by travel time in water distribution systems. *Revista Ambiente & Água*, *17*, e2830. https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2830

Pinos-Vélez, V., Araujo, G. S., Moulatlet, G. M., Pérez-González, A., Cipriani-Ávila, I., Tripaldi, P., & Capparelli, M. V. (2023). Acute toxicity of daphnia magna neonates exposed to single and composite mixtures of four emerging contaminants. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, *110*(1), 14. https://doi.org/10.1007/s00128-022-03663-8

Pinos-Vélez, V., Esquivel-Hernández, G., Cipriani-Avila, I., Mora-Abril, E., Cisneros, J. F., Alvarado, A., & Abril-Ulloa, V. (2019). Emerging Contaminants in Trans-American Waters. *Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, *14*(6), 1-26. https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2436

Spînu, D., & Racoviteanu, G. (2014). Behavior of aluminum based coagulants in treatment of surface water–assessment of chemical and microbiological properties of treated water. *Modelling in Civil Environmental Engineering*, *10*(1), 9-20. https://doi.org/10.2478/mmce-2014-0002

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Spongberg, A. L., Witter, J. D., Acuña, J., Vargas, J., Murillo, M., Umaña, G., Gómez, E., & Perez, G. (2011). Reconnaissance of selected PPCP compounds in Costa Rican surface waters. *Water Research*, *45*(20), 6709-6717. https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.10.004

MAE, Ministerio del Ambiente del Ecuador. (2018). *Texto unificado de legislación secundaria de medio ambiente (TULSMA)*. https://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2018/05/TULSMA.pdf

UN, United Nations. (2022). *The sustainable development goals report 2022*. https://unstats.un.org/sdgs/

WHO, World Health Organization. (2003). *Aluminium in drinking-water*. https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/75362/WHO_SDE_WSH_03.04_53_eng.pdf

WHO, World Health Organization. (2023). *Agua para consumo humano*. https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/drinking-water

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-02

Artículos

Segmentación y caracterización de los operadores de agua y saneamiento en México

Segmentation and characterization of water and sanitation utilities in Mexico

Héctor Camacho[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-8679-4002

Jessica Briseño-Ruiz[2], ORCID: https://orcid.org/0009-0000-7663-5000

[1]Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos, México, hector_camacho@tlaloc.imta.mx

[2]Universidad Politécnica del Estado de Morelos, Jiutepec, Morelos, México, jessica_briseno@tlaloc.imta.mx

Autor para correspondencia: Héctor Camacho, hector_camacho@tlaloc.imta.mx

Resumen

Este estudio examina la estructura y el desempeño de los organismos operadores de agua potable y saneamiento en México, utilizando datos abiertos del INEGI y técnicas de aprendizaje automático no supervisado. Se aplicó un análisis de componentes principales para identificar las

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

variables operativas más representativas, seguido de la implementación del algoritmo *K-means*, con el cual se agruparon los organismos operadores en categorías homogéneas según sus características estructurales y operativas. El análisis dio lugar a siete clústeres con características diferenciadas. Los tres primeros clústeres agrupan al 88 % de los organismos, caracterizados por bajos ingresos, limitada infraestructura y ubicación en municipios con muy alta, alta o media marginación. Estos presentan coberturas promedio de entre 72.9 y 82.6 % en agua potable, y entre 69.1 y 76.5 % en drenaje, con ingresos per cápita inferiores a $325 pesos anuales. Los clústeres 4 y 5 evidencian mejoras en cobertura y eficiencia operativa, con poblaciones atendidas más amplias, mejor infraestructura e ingresos de hasta $916.96 pesos per cápita. El clúster 6 está integrado principalmente por organismos de tipo estatales, muestra coberturas superiores al 95 % y el doble de ingresos respecto al clúster 5. Por último, el clúster MC, conformado por 20 organismos operadores localizados en urbes de gran escala, presenta los mejores indicadores: coberturas superiores al 97 % e ingresos per cápita promedio anuales de $1 625 pesos. Los resultados obtenidos permitieron identificar características comunes dentro de cada grupo, proporcionando información valiosa para el diseño de políticas públicas y estrategias de mejora adaptadas a las condiciones específicas de cada segmento.

Palabras clave: servicios públicos, abastecimiento de agua, saneamiento, análisis estadístico, análisis de datos, México.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Abstract

This study examines the structure and performance of Drinking Water and Sanitation Utilities in Mexico, using open data from INEGI and unsupervised Machine Learning techniques. A Principal Component Analysis (PCA) was conducted to identify the most representative operational variables, followed by the implementation of the K-Means clustering algorithm to group the utilities into homogeneous categories based on their structural and operational characteristics. The analysis resulted in seven distinct clusters. The first three clusters encompass 88% of the utilities, characterized by low revenues, limited infrastructure, and location in municipalities with very high, high, or medium levels of marginalization. These utilities exhibit average coverage rates ranging from 72.9 to 82.6 % for drinking water, and from 69.1 to 76.5 % for sewerage, with per capita annual revenues below $325 pesos. Clusters 4 and 5 demonstrate improvements in both coverage and operational efficiency, serving larger populations, with better infrastructure and per capita revenues reaching up to $916.96 pesos. Cluster 6, composed mainly of state-level utilities, shows coverage levels above 95% and per capita revenues twice as high as those in Cluster 5. Lastly, the Metropolitan Cluster (MC), consisting of 20 utilities located in large urban areas, presents the best performance indicators, with coverage rates exceeding 97% and average annual per capita revenues of $1 625 pesos. The results obtained allowed for the identification of common characteristics within each group, providing valuable information for the design of public policies and improvement strategies tailored to the specific conditions of each segment.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Keywords: public utilities, water supply, sanitation, statistical analysis, data analysis, Mexico.

Recibido: 26/06/2025

Aceptado: 01/09/2025

Publicado *ahead of print*: 18/09/2025

Versión final: 01/07/2026

Introducción

El acceso al agua potable y los servicios de saneamiento son pilares para el desarrollo social y económico de un país. En México, la prestación de tales servicios está a cargo de los organismos operadores de agua potable y alcantarillado (OOAPAS), que en su mayoría forman parte de la esfera de gobierno municipal. La capacidad que tienen estas organizaciones para brindar servicios eficientes depende en gran medida de factores como su organización jurídica, el presupuesto disponible, la antigüedad de su personal directivo, así como la cobertura geográfica que abarcan, entre otros.

En la actualidad, la política pública federal que apoya el fortalecimiento de dichas organizaciones segmenta a los prestadores de estos servicios en urbanos y rurales, pero en algunos programas presupuestarios, como el Programa de Agua Potable, Drenaje y Tratamiento (Proagua), esta segmentación se desagrega para los urbanos en cinco grupos de localidades caracterizadas por el número de habitantes, mientras que en los rurales se segmentan en tres grupos de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

acuerdo con su condición de marginación o rezago social. Mediante esta clasificación se establecen diversas acciones de respaldo a través de subsidios y aportaciones que en lo general están dirigidos a crear nueva infraestructura, rehabilitar la existente y desarrollar capacidades institucionales. Sin embargo, los organismos operadores presentan heterogeneidades dentro de las mismas clasificaciones, que deben analizarse para mejorar el diseño de las políticas públicas de agua y saneamiento, y considerar que son formas de solucionar problemas complejos de la sociedad; se debe usar el conocimiento disponible (Arellano-Gault & Blanco, 2013) para comprender las problemáticas de los operadores y formular acciones de apoyo con base en nuevas segmentaciones que los agrupen de acuerdo con similitudes obtenidas por un conjunto de variables.

El Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Demarcaciones Territoriales de la Ciudad de México (CNGMyDT CDMX), elaborado por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), proporciona información detallada sobre la distribución, estructura y cobertura de los organismos de agua potable, alcantarillado y saneamiento (OOAPAS) en México. Los datos censales son proporcionados directamente por las entidades municipales responsables de la prestación de estos servicios, lo que los convierte en una fuente fundamental para el análisis y la comprensión del estado del sector (Beltrán-Reyna, 2019). Según el CNGMyDT CDMX de 2023, a nivel nacional se registran 4 169 OOAPAS distribuidos en 2 451 municipios. De estos, el 41.5 % (1 730) corresponde a organismos de tipo comunitario, mientras que el 37.8 % (1,577) es de administraciones municipales. En menor proporción, el 11.4 % (473) está constituido por organismos descentralizados municipales, el 6.2 % (258)

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 35-71. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-02

por organismos estatales y el 3.1 % (131) por otras formas jurídicas. Tal distribución evidencia una importante dispersión en la estructura, así como en las capacidades técnicas y financieras de los organismos en México, lo que plantea desafíos significativos en la coordinación interinstitucional, el financiamiento y la eficiencia operativa de los organismos responsables.

El análisis del CNGMyDT CDMX muestra que la cobertura territorial de los OOAPAS en México es heterogénea: el 32.9 % opera solo en la cabecera municipal; el 32.4 % atiende localidades fuera de ella; el 18.3 % cubre parcialmente el municipio, y solo el 16.4 % ofrece cobertura total. Esta diversificación genera desafíos, como la falta de coordinación y desigualdades en el acceso, sobre todo en zonas rurales, lo que afecta de manera negativa estas áreas y pone en riesgo el cumplimiento de la Agenda 2030 en su Objetivo de Desarrollo Sostenible 6, relativo al agua y saneamiento (Soares, 2021). Otra consecuencia derivada de la incapacidad de los OOAPAS para garantizar el suministro de agua potable es la distribución mediante pipas, un método poco eficiente debido a los elevados costos que representa tanto para el gobierno como para los usuarios. Además, la calidad del agua distribuida por este medio es incierta, lo que puede representar un riesgo para la salud pública (Alarcón & Corona, 2018).

La gestión del agua potable, el alcantarillado y el saneamiento en México enfrenta diversos desafíos debido a la heterogeneidad en la estructura organizacional, financiamiento y operación de los prestadores de servicios, que presentan variaciones significativas en cuanto a cobertura de los servicios, tipo de infraestructura disponible y eficiencias operativas. Además, la disponibilidad de las fuentes hídricas,

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 35-71. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-02

infraestructuras obsoletas y problemas financieros son desafíos comunes que enfrentan estos organismos (Hernández, 2024).

Para fortalecer la toma de decisiones fundamentada en evidencia, resulta esencial clasificar a los OOAPAS en categorías homogéneas que permitan un análisis comparativo de sus características y faciliten el diseño de estrategias para su fortalecimiento adaptadas a sus condiciones específicas. En este contexto, el presente estudio tiene como objetivo segmentar a los OOAPAS en México mediante el uso de datos abiertos del CNGMyDT CDMX para proponer una segmentación de los organismos operadores identificados por INEGI en la edición 2023 de este censo a través del uso de herramientas estadísticas para el análisis de datos.

El análisis de sistemas complejos de datos, como los derivados de un censo, ha mejorado significativamente gracias a los avances en las técnicas de modelado computacional, el aumento en la capacidad de procesamiento y por las mejoras en la gestión de datos (Chevez *et al*., 2023).

Esta investigación destaca por segmentar los OOAPAS en categorías homogéneas mediante un método de aprendizaje automático no supervisado, capaz de identificar patrones sin intervención humana. Para ello, se usaron datos abiertos del CNGMyDT CDMX, edición 2023, al igual que una combinación de un análisis de componentes principales (PCA) con el algoritmo *K-means* para agrupar los organismos según sus componentes principales. De manera similar, Klien (2017) propuso una metodología para caracterizar la estructura de los organismos operadores de agua, utilizando *clustering* jerárquico y *K-means* a partir de datos del *International Benchmarking Network for Water and Sanitation Utilities* (IBNET). El análisis incluyó 1 306 entidades de más de 140 países y

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 35-71. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-02

consideró tres dimensiones: número de clientes, densidad de red y localidades atendidas. Se identificaron seis clústeres diferenciados. Destacó una división clara entre organismos de una sola localidad y aquellos que atienden múltiples. En los primeros, mayor volumen y densidad se relacionaron con menores costos y mejor servicio. Este patrón no fue evidente en organismos multiciudad. Un enfoque metodológico similar fue adoptado por Salazar y Lutz (2015), quienes analizaron los factores determinantes del desempeño de los prestadores de servicios de agua en México usando PCA y el análisis de *clustering* jerárquico (HCA). Los autores evaluaron una serie de indicadores clave para 106 organismos operadores de agua, abarcando cuatro dimensiones fundamentales: eficiencia operativa, sostenibilidad financiera, gestión de recursos humanos y cobertura del servicio. La muestra analizada por los autores se conformó en exclusiva por prestadores de servicio ubicados en municipios de tamaño mediano y grande, es decir, con una población superior a 50 000 habitantes. Los organismos se agruparon en cinco clústeres, lo que permitió identificar correlaciones significativas entre los indicadores de desempeño y proporcionó información relevante para el diseño de políticas públicas dirigidas a la mejora del sector. Sin embargo, la extrapolación de los resultados puede estar limitada por el reducido tamaño de la muestra, al igual que por el enfoque en prestadores de servicio ubicados exclusivamente en municipios de tamaño mediano y grande.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 35-71. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-02

Materiales y métodos

El estudio se desarrolló en tres etapas metodológicas. En la primera, se identificaron y analizaron de forma descriptiva las variables operativas de los OOAPAS, como el número de tomas de agua potable, las conexiones de drenaje y los porcentajes de población con acceso a estos servicios, utilizando los datos del módulo Agua Potable y Saneamiento del CNGMyDT CDMX. Además, se incorporó la información del Censo de Población y Vivienda 2020, a fin de fortalecer el análisis con datos demográficos a nivel municipal.

En la segunda etapa se llevó a cabo la clasificación de los OOAPAS mediante el método PCA y el algoritmo *K-means*. El PCA es una técnica estadística que obtiene nuevo conjunto de variables denominadas componentes principales a partir de un conjunto inicial de variables correlacionadas, con el objetivo de identificar los componentes que reúnen la mayor cantidad de información sobre las variables operativas de los OOAPAS. El método PCA permite conservar la mayor cantidad de información posible, reduciendo la dimensionalidad de los datos (Jolliffe & Cadima, 2016). A partir de las variables más relevantes identificadas mediante el PCA, se aplicó el algoritmo *K-means*, el cual agrupa los OOAPAS en *k* clústeres basados en su similitud. El algoritmo funciona de manera iterativa, asignando cada punto de datos (OOAPAS a nivel municipal) al centroide más cercano y recalculando los centroides en función de los datos asignados a cada grupo. Este proceso se repite hasta que los centroides se estabilizan y la asignación de los datos deja de variar de manera significativa, lo que permite reducir la variabilidad y, al mismo tiempo, conformar los clústeres de manera óptima (Jain, 2010).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 35-71. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-02

En la tercera etapa se caracterizaron los grupos resultantes para interpretar los patrones identificados y analizar las diferencias estructurales entre los prestadores de servicios de agua y saneamiento en México. El análisis incluyó variables clave como capacidad operativa, infraestructura y cobertura, así como factores socioeconómicos y geográficos que influyen en el desempeño de los organismos.

Resultados

Análisis descriptivo de las variables operativas

En este estudio se analizó la situación de OOAPAS en México utilizando seis variables operativas derivadas del CNGMyDT CDMX, que abarcan 4 169 prestadores de servicio distribuidos en 2 469 municipios (INEGI, 2023). Para evaluar la cobertura y capacidad instalada de los OOAPAS, se consideraron los datos relativos al número total de tomas conectadas a la red pública de agua potable (TomasAP), y el total de conexiones a la red de drenaje y alcantarillado (ConexDr). En cuanto a los indicadores relacionados con la accesibilidad a los servicios, se incluyó tanto el porcentaje de la población municipal con acceso al servicio de drenaje y alcantarillado de la red pública (Pob_Dr) como el porcentaje de la población con acceso al servicio de agua potable (Pob_AP). Para caracterizar el tamaño de los prestadores de servicio, se consideró el número total de personal empleado (Pers) en los OOAPAS y el ingreso total generado por el suministro de agua potable y saneamiento (IngApDr). Es importante señalar que en la última edición (2023) del CNGMyDT CDMX, el ingreso total no está disponible. Debido a su

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 35-71. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-02

relevancia para la caracterización, clasificación y análisis de los OOAPAS, el presente estudio emplea la información correspondiente al CNGMyDT CDMX 2021 que sí la contiene. Por último, se incluyó en el análisis la población total de cada municipio (Pob), lo que permitió dimensionar la demanda potencial de estos servicios.

Además, con el objetivo de profundizar en la caracterización, se incorporaron al análisis descriptivo tres indicadores adicionales que permiten evaluar la distribución y eficiencia de los servicios de agua potable y saneamiento. El primero es la relación Pob/TomasAp, calculada como el cociente entre la población total municipal con acceso al agua potable y el número de tomas de agua potable; este indicador facilita la estimación del promedio de personas por toma de agua. El segundo es la relación Pob/ConexDr, obtenida al dividir la población municipal con acceso al servicio entre el número total de conexiones de drenaje. Finalmente, se incorporó el indicador de ingreso per cápita del organismo operador (IngApDr/PobTot), calculado al dividir el ingreso anual del organismo operador entre la población total municipal, esto permite evaluar la capacidad de generación de ingresos del organismo en función del tamaño de la población atendida.

Para procesar y analizar de manera eficiente la información recopilada, se utilizaron técnicas estadísticas y herramientas avanzadas de programación mediante diversas bibliotecas del lenguaje *Python* (Python Software Foundation, 2025). En particular, se empleó *Matplotlib* para la generación de gráficos (Mathplotlib Development Team, 2025), así como la biblioteca especializada en aprendizaje automático, que proporciona diversos algoritmos de clasificación conocida como *Scikit-learn* (Pedregosa *et al*., 2011).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 35-71. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-02

La Figura 1 presenta la relación entre los ingresos municipales de los OOAPAS y seis variables operativas, incluyendo cobertura de servicios, tomas, conexiones, personal y población total. Los gráficos 1a y 1b muestran una alta concentración de municipios con menos de 400 mil tomas y conexiones, e ingresos inferiores a $2 mil millones de pesos (puntos azules). Con el fin de optimizar la segmentación de los prestadores de servicios, los municipios cuyos OOAPAS superan ambos umbrales han sido clasificados como "Megaciudades", correspondiendo a los municipios de Ecatepec de Morelos (Estado de México), Guadalajara (Jalisco), León (Guanajuato), Monterrey (Nuevo León), Puebla (Puebla), Tijuana (Baja California) y Villa de Álvarez (Colima) (representados por puntos de color gris). Las gráficas muestran un valor atípico correspondiente a Ixtapaluca (punto rojo), con ingresos de $15 mil millones de pesos.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 35-71. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-02

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

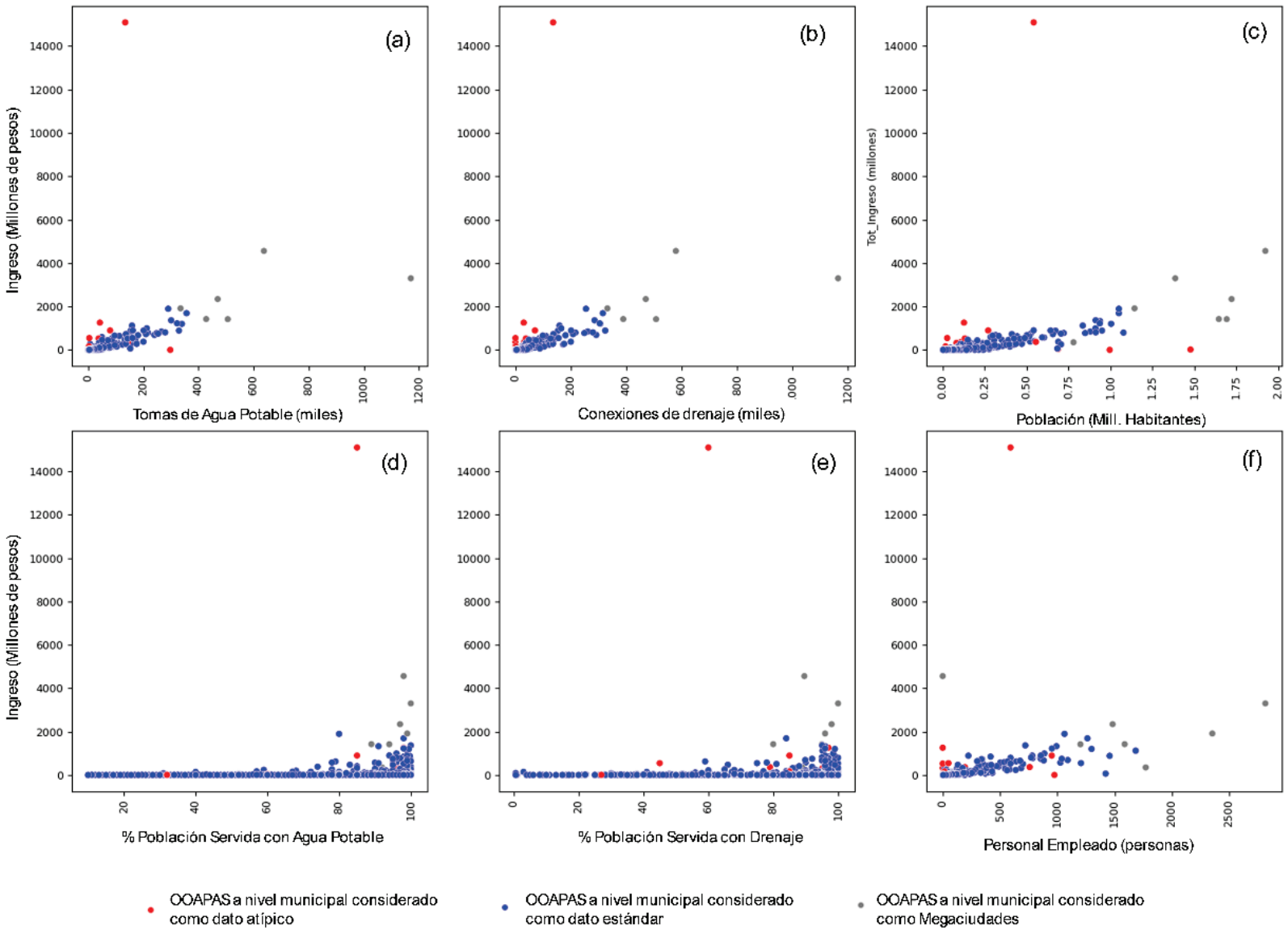


Figura 1. Relación entre el ingreso municipal de los OOAPAS y variables de infraestructura, cobertura de servicios y personal empleado.

En las figuras 1c y 1f predominan municipios con menos de 1.12 millones de habitantes y menos de 1 500 empleados, lo cual indica que la mayoría de los prestadores de servicios operan en localidades con una

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

densidad poblacional y una estructura laboral moderadas. En los gráficos 1d y 1e, la mayoría de los datos se concentra en altos porcentajes de cobertura de agua potable y drenaje. En conjunto, se confirma que la mayoría de los prestadores reportan ingresos inferiores a $2 mil millones de pesos.

El análisis estadístico permitió identificar 36 OOAPAS atípicos en 24 municipios, lo que representa el 0.86 % del total, señalados como puntos rojos en la Figura 1. Tras la depuración y segmentación de los datos, el conjunto final quedó conformado por 4 133 OOAPAS distribuidos en 2 445 municipios. La Tabla 1 presenta las métricas estadísticas clave de las variables operativas, y los indicadores de distribución y eficiencia, excluyendo los casos clasificados como "Megaciudades".

Tabla 1. Estadísticas de las variables operativas e indicadores de distribución y eficiencia de los OOAPAS en México.

Variables y unidades	Media	Desviación estándar	Mínimo	Máximo
Tomas Agua Potable (AP): ***TomasAP*** *(miles tomas)*	9.4	29.4	0.025	356.9
Conexiones drenaje (DR): ***ConexDr*** *(miles conexiones)*	10.3	31.1	0.003	324.1
Ingreso Ap y Dr: ***IngApDr*** *(mill. pesos)*	31.5	133.7	0.0	1 895.0
Población municipal: ***Pob*** *(miles habitantes)*	44.4	112.9	0.081	1 512.5
% Pob. servida AP: ***Pob_AP*** *(%)*	77.4	24.8	10.0	100
% Pob. servida Dr: ***Pob_Dr*** *(%)*	73.8	24.8	0.5	100
Personal empleado: ***Persl*** *(personas)*	40.51	124.7	1	1 684

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 35-71. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-02

Los resultados de la Tabla 1 muestran una alta dispersión en las variables operativas de los OOAPAS en México. El ingreso promedio es de $31.5 millones de pesos y la población media asciende a 44 346 habitantes, con desviaciones estándar elevadas que reflejan la diversidad demográfica y económica entre municipios. En promedio, se registran 9.4 mil tomas de agua y 10.3 mil conexiones de drenaje por municipio, también con alta variabilidad. La cobertura promedio es del 77.4 % para agua potable y del 74 % para drenaje, con amplios rangos en ambos casos. Esta heterogeneidad en la prestación de servicios motivó la aplicación del algoritmo *K-means* para clasificar a los OOAPAS, apoyado por un análisis de componentes principales (PCA). La combinación de ambos métodos facilitó la identificación de grupos con características operativas similares, aportando una base para diseñar estrategias diferenciadas de mejora.

Análisis de componentes principales de los OOAPAS

La clasificación de los OOAPAS se realizó aplicando PCA y el algoritmo de clasificación *K-means*, utilizando las bibliotecas *scikit-learn* en *Python* (Pedregosa *et al*., 2011). El PCA permitió identificar los componentes que capturan la mayor información de las principales variables operativas de los OOAPAS (Jolliffe, 2002), mientras que el algoritmo *K-means* se utilizó para agruparlos con base en dichos componentes principales.

El PCA aplicado a nivel municipal sobre 4 133 OOAPAS permitió identificar las variables operativas más informativas. El primer componente (PC1) explicó el 62.8 % de la varianza total y se asoció principalmente con variables relacionadas con la infraestructura de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 35-71. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-02

servicios, recursos humanos, ingresos y tamaño poblacional. Por su parte, el segundo componente (PC2) explicó un 18.63 % adicional de la varianza y estuvo determinado por los porcentajes de población con acceso a agua potable y drenaje, lo cual indica un factor diferenciado vinculado con la cobertura de servicios. Posteriormente, se realizó un nuevo PCA empleando un subconjunto de las variables con mayor peso en el PC1, lo que resultó en un aumento de la varianza explicada por los dos primeros componentes, pasando de 81.42 a 92.22 %. Esto confirma que las variables seleccionadas capturan de forma más eficiente la estructura subyacente de los datos, reduciendo la dimensionalidad sin pérdida significativa de información.

Segmentación de los OOAPAS

Con base en cinco variables seleccionadas del primer componente principal (PCA1: *TomasAP, ConexDr, Pob, IngApDr y Pers*), se aplicó el método *K-means* para clasificar los 4 133 OOAPAS. El análisis resultó en la formación de tres clústeres con perfiles operativos distintos. La segmentación mostró alta cohesión interna, validada por un coeficiente de silueta (*Silhouette Score*) de 0.83, lo que indica una adecuada separación entre grupos. Esta métrica, que varía entre -1 y 1, refleja una mejor segmentación cuanto más se aproxima a 1, lo que respalda la efectividad del modelo.

A pesar del alto coeficiente de silueta en la clasificación inicial, se observó que el clúster 1 concentró 3 793 OOAPAS, lo que indicó la necesidad de una segmentación más detallada. Al subdividir este clúster, se formaron cuatro subgrupos con un coeficiente de silueta de 0.51.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 35-71. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-02

Aunque el valor de la métrica es menor, mostró una distribución adecuada de los OOAPAS, mejorando la representatividad y especificidad de los clústeres. Los resultados de la clasificación en seis clústeres, incluida la de Megaciudades, se presentan en la Tabla 2.

Tabla 2. OOAPAS por clase, tipo de gestión y municipios.

Clúster	Número de OOAPAS según el tipo de gestión					Número de municipios
	Social	Pública municipal e inter-municipal	Público estatal	Privada	Total	
Clúster 1	392	1 163	69	0	1 624	1 338
Clúster 2	496	414	59	0	969	484
Clúster 3	586	264	70	0	920	344
Clúster 4	159	96	23	2	280	117
Clúster 5	142	88	37	2	269	114
Clúster 6	12	28	9	2	51	40
Clúster MC	10	5	3	2	20	8
Total	**1 797**	**2 058**	**270**	**8**	**4 133**	**2 445**

La distribución de los OOAPAS entre los clústeres muestra una gran variabilidad en cantidad y tipo de gestión. El clúster 1 concentra el 39.3 % del total con 1 624 OOAPAS, seguido por el clúster 2 con 969 (23.4%) y el clúster 3 con 922 (22.3 %), lo cual muestra una distribución relativamente equilibrada de los operadores. En contraste, los clústeres 4, 5 y 6 tienen una menor cantidad de organismos: 278 (6.7 %), 269 (6.5 %) y 51 (1.2 %), respectivamente. Finalmente, el clúster MC tiene solo 20 OOAPAS, representando el 0.5 % del total. Los datos de la tabla 2

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 35-71. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-02

muestran una clara concentración de OOAPAS en los clústeres 1, 2 y 3, que representan el 85 % del total nacional, mientras que los clústeres restantes están más fragmentados. Los modelos de gestión social y pública municipal o intermunicipal predominan en los primeros tres clústeres, que abarcan entre el 36 y 45 % del total. En contraste, los clústeres 4, 5, 6 y MC tienen una menor participación (8 y 5 %, respectivamente). La gestión pública estatal sigue una tendencia similar, concentrándose en los clústeres 1, 2 y 3 con un 5 %, y apenas 2 % en los otros clústeres. La gestión privada tiene una representación marginal, con un 0.2 % en cuatro clústeres.

La distribución gráfica de las variables operativas de los OOAPAS en relación con los resultados de los clústeres obtenidos se presenta en la Figura 2. Esta figura está compuesta por cuatro gráficas en la parte superior que corresponden a los clústeres 1, 2, 3 y 4; mientras que las cuatro gráficas en la parte inferior representan a todos los clústeres (1, 2, 3, 4, 5, 6 y MC). En todas las gráficas, el eje *x* representa una variable operativa: tomas de agua potable (miles), conexiones de drenaje (miles), población atendida (miles) y personal empleado; el eje *y* muestra el ingreso en millones de pesos. Estas gráficas permiten observar la dispersión de los puntos en función de las variables operativas y cómo se distribuyen los OOAPAS a nivel municipal según los clústeres identificados.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 35-71. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-02

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

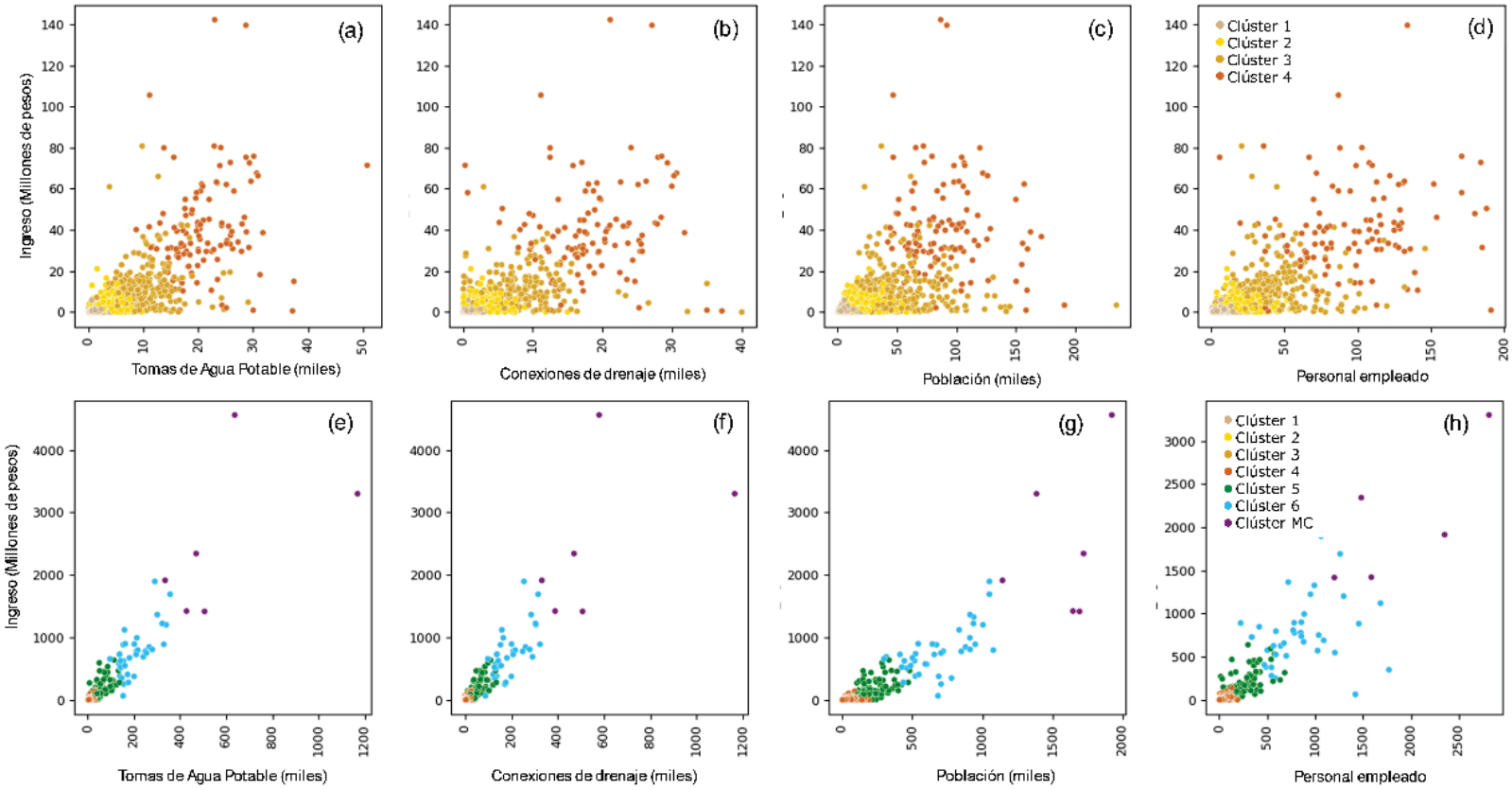


Figura 2. Distribución de las variables operativas de los OOAPAS según clúster.

Los gráficos 2a, 2b, 2c y 2d muestran 2 283 puntos que representan 3 793 OOAPAS de los clústeres 1, 2, 3 y 4. La mayoría de estos puntos corresponden a municipios con ingresos anuales inferiores a $140 millones de pesos, lo que indica una capacidad financiera baja. Aunque hay cierta dispersión, pocos organismos superan los $100 millones de pesos. Las relaciones entre ingresos y variables operativas no son lineales, pues algunos municipios con altos valores en tomas, conexiones, población o personal no necesariamente tienen ingresos más altos. Las figuras 2e, 2f, 2g y 2h muestran la concentración de OOAPAS de todos

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 35-71. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-02

los clústeres, destacando los 340 OOAPAS en 162 municipios de los clústeres 5, 6 y MC. Estos clústeres muestran una relación más clara entre ingresos y variables operativas, con valores de ingresos significativamente más altos, algunos superando los $3 000 millones de pesos. El clúster MC presenta los valores más extremos, reflejando organismos con infraestructura y capacidad financiera superiores.

Los diagramas de caja y bigotes permiten visualizar la heterogeneidad en la estructura operativa y financiera de los organismos operadores, resaltando las diferencias significativas en las diversas variables operativas entre los distintos clústeres (Figura 3). En la primera fila (gráficos 3a a 3e) se muestran los resultados de los clústeres 1 a 4, mientras que en la segunda fila (gráficos 3f a 3j) se incluyen los valores agregados de los clústeres 1 a 4, así como los correspondientes a los clústeres 5, 6 y MC.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 35-71. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-02

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

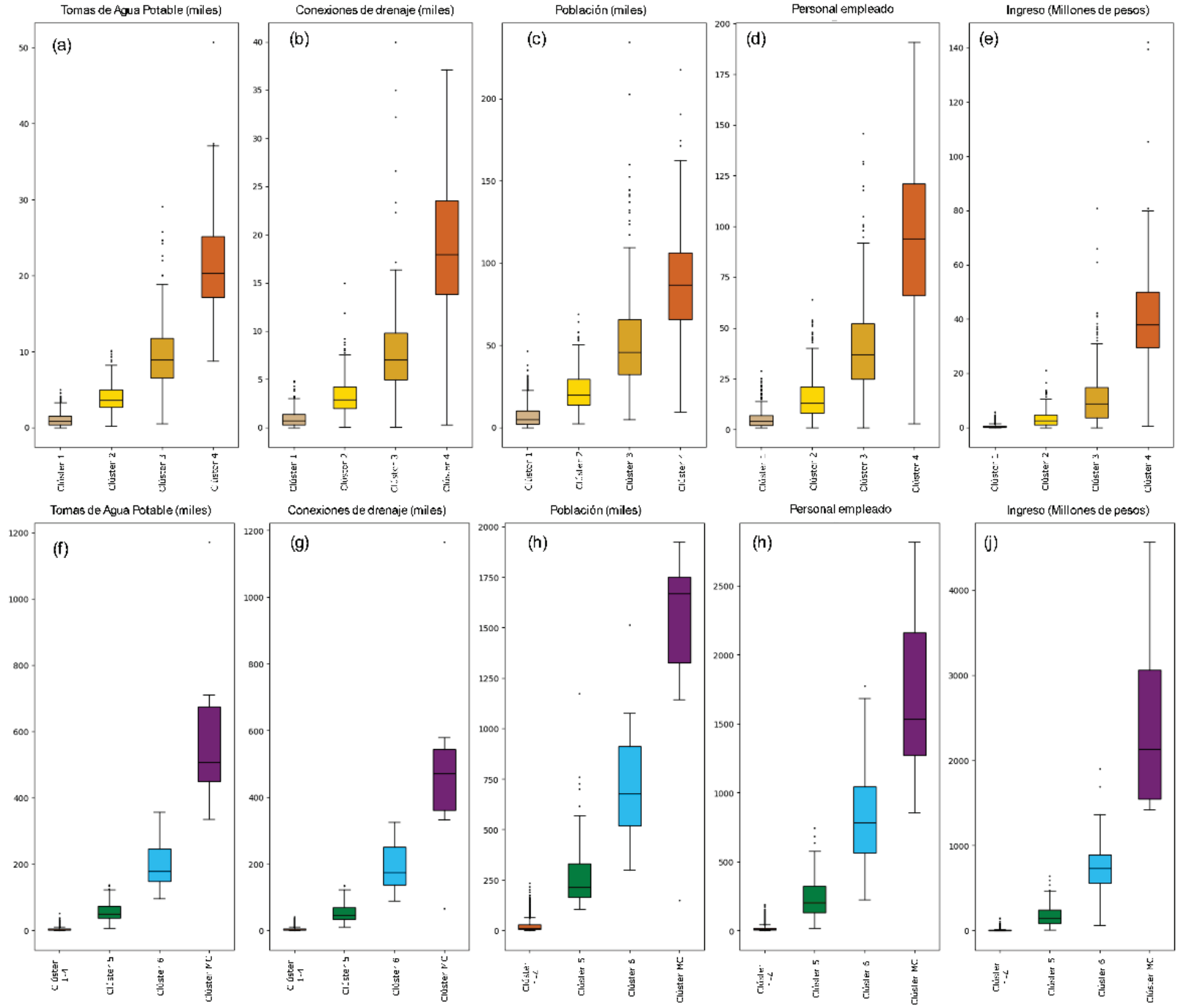


Figura 3. Gráficos box-plot de las variables operativas de los OOAPAS según clúster.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Las figuras 3a y 3b muestran la distribución de tomas de agua potable y conexiones de drenaje por clúster (1 al 4). Se observa una tendencia creciente en la infraestructura a medida que se avanza hacia los clústeres con mayor capacidad operativa (a la derecha del gráfico). Los diagramas de caja de estos clústeres muestran medianas más altas y un rango intercuartílico (RIC) más amplio, indicando mayor dispersión y heterogeneidad en las infraestructuras. La presencia de valores atípicos en todos los clústeres sugiere que algunos organismos tienen una cantidad de tomas y conexiones mucho mayor que el promedio. La Figura 3c muestra una correlación entre el tamaño de la población atendida y la infraestructura disponible, con los clústeres 2, 3 y 4 exhibiendo valores más altos. No obstante, la distribución asimétrica sugiere que algunos organismos atienden a poblaciones mucho mayores sin tener infraestructura proporcional.

Los gráficos de la Figura 3d muestran un aumento en la cantidad de personal conforme crece la capacidad operativa de los organismos, aunque con considerable dispersión, lo que indica diferencias en el tamaño de la fuerza laboral dentro de clústeres similares. Los gráficos de ingresos (Figura 3e) presentan una distribución asimétrica, con la mayoría de los valores en rangos bajos y algunos organismos con ingresos anuales más altos, lo que refleja desigualdad financiera posiblemente relacionada con tarifas, financiamiento o eficiencia operativa. En la segunda fila de gráficos, los clústeres 5, 6 y MC muestran una mayor concentración de infraestructura, población atendida, personal e ingresos, con diferencias marcadas en los valores máximos y la dispersión de los datos. En cuanto a infraestructura (Figuras 3f y 3g), los clústeres 5 y 6 tienen valores mucho más altos en tomas de agua potable y conexiones de drenaje,

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 35-71. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-02

mientras que el clúster MC destaca por su infraestructura más amplia. Los valores atípicos indican que algunos organismos tienen infraestructuras mucho mayores. Un patrón similar se observa en la población atendida (Figura 3h), donde los clústeres 5 y 6 atienden a poblaciones mucho mayores, y el clúster MC muestra la mayor heterogeneidad con un alcance poblacional excepcionalmente alto.

El gráfico de personal empleado (Figura 3h) muestra una tendencia similar a las variables anteriores, con los clústeres 5 y 6 exhibiendo medianas superiores y alta dispersión, lo que sugiere que algunos organismos requieren una plantilla significativamente mayor que otros de capacidad operativa similar. Los ingresos muestran la mayor dispersión entre las variables analizadas (Figura 3j), con el clúster MC destacando por sus valores extremos, lo que indica organismos con ingresos excepcionalmente altos. Esta variabilidad podría deberse a diferencias en tarifas, financiamiento o eficiencia operativa. Mayor detalle de los principales estadísticos descriptivos por clúster mostrados en la Figura 3 se presenta en la Tabla 3.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 35-71. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-02

Tabla 3. Estadísticos por clúster.

Abreviaturas y unidades		Clúster 1	Clúster 2	Clúster 3	Clúster 4	Clúster 5	Clúster 6	Clúster MC
Municipios	Cantidad	1 338	484	344	117	114	40	8
	% nacional	54.1 %	19.8 %	14.0 %	4.8 %	4.7 %	1.6 %	0.4 %
OOAPAS	Cantidad	1 624	969	920	280	269	51	20
	% nacional	39.4 %	23.4 %	22.3 %	6.8 %	6.5 %	1.2 %	0.5 %
IngApDr (millones de pesos)	Mínimo	0.001	0.000	0.014	0.615	5.303	64.444	1,416.261
	Mediana	0.168	2.485	8.691	37.825	143.592	732.351	2 127.640
	Máximo	5.775	21.070	80.778	142.195	638.898	1 895.037	4 559.695
	Promedio	0.497	3.348	10.741	41.277	178.779	774.559	2 491.918
TomasAP (Miles tomas)	Mínimo	0.025	0.191	0.535	3.859	7.151	95.853	335.097
	Mediana	0.806	3.605	8.889	20.261	49.520	178.361	506.375
	Máximo	5.000	10.168	29.088	50.744	137.189	356.964	1 170.135
	Promedio	1.073	3.890	9.455	21.169	57.432	202.175	608.252
ConexDr (Miles conexiones)	Mínimo	0.003	0.020	0.032	0.299	11.000	88.204	65.505
	Mediana	0.710	2.890	7.035	17.740	45.300	174.039	470.367
	Máximo	4.825	15.000	40.000	37.148	135.509	324.115	1 164.305
	Promedio	0.932	3.188	7.828	18.435	53.830	191.234	501.121
Población (miles habitantes)	Mínimo	0.081	2.456	4.794	9.416	105.766	297.562	149.762
	Mediana	4.984	19.723	45.931	84.666	213.722	677.905	1 668.767
	Máximo	46.409	69.086	234.661	217.686	1 173.351	1 512.450	1,922.523
	Promedio	7.341	22.698	53.754	90.551	268.086	707.533	1 436.893
PobAP %	Mínimo	10.0	10.0	10.0	31.0	35.0	74.0	89.0
	Mediana	80.0	85.0	90.0	93.0	95.0	97.5	98.5
	Máximo	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
	Promedio	72.9	78.9	82.6	88.3	90.4	94.7	97.0

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 35-71. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-02

Abreviaturas y unidades		Clúster 1	Clúster 2	Clúster 3	Clúster 4	Clúster 5	Clúster 6	Clúster MC
PobDr %	Mínimo	0.60	0.85	0.50	4.00	0.60	59.00	80.00
	Mediana	80.0	80.0	83.00	90.00	92.5	96.0	97.0
	Máximo	100.0	100.0	100.00	100.00	100.0	100.0	100.0
	Promedio	69.09	74.46	76.54	81.77	85.94	92.42	94.45
Persl (personas)	Mínimo	1	1	1	3	16	224	854
	Mediana	4	13	37	93	201	783	1 536
	Máximo	29	64	146	191	742	1 772	2 816
	Promedio	5	16	41	93	236	841	1 716

Aspectos clave de la segmentación de clústeres

Clúster 1

Este grupo es el más numeroso, con 1 164 OOAPAS, que representa el 39.4 % del total nacional. El 68 % está administrado por gobiernos municipales y el 23 % por entidades comunitarias. Considerando el nivel de marginación municipal del Conapo (2022), a nivel nacional el 4.1 % de los OOAPAS opera en municipios de marginación muy alta y el 12.7 % en municipios con marginación alta, sumando el 16.8 % del total. El resto se encuentra en municipios con marginación media (9.3 %), baja (8.9 %) y muy baja (4.1 %). Geográficamente, en este clúster se concentran OOAPAS localizados sobre todo en el estado de Oaxaca, con el 34 % de los organismos, seguido por Veracruz (8 %) y Tlaxcala (6 %). Los organismos de este grupo presentan ingresos bajos, con un máximo de $5 775 millones de pesos anuales y una infraestructura limitada, con un máximo de 5 000 tomas de agua y 4 825 conexiones de drenaje. La

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 35-71. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-02

población máxima atendida es de 46 409 habitantes, con coberturas promedio de 72.9 % en agua potable y 69.09 % en drenaje. El número de empleados es reducido, con un promedio de cinco por organismo. El clúster presenta una posible sobrecarga en la infraestructura, con un promedio de 6.68 habitantes por toma de agua y 20.64 habitantes por conexión de drenaje. El ingreso per cápita es bajo, con un promedio de $148.59 pesos anuales por habitante.

Clúster 2

Este clúster, el segundo más numeroso, con 969 OOAPAS (23.4 % del total nacional), está compuesto en un 49 % por organizaciones comunitarias y un 30 % por organismos municipales. En cuanto a la marginación, el 1.4 % opera en municipios con marginación muy alta, el 2.9 % en municipios con marginación alta, y el resto se distribuye entre municipios con marginación media (4.2 %), baja (7.1 %) y muy baja (7.8 %). Geográficamente, Tlaxcala, Hidalgo y Nayarit concentran el 30 % de los OOAPAS de este clúster, con una mayor dispersión en otras entidades. En términos financieros, los ingresos de este clúster superan los del clúster 1, alcanzando hasta $21 millones de pesos. Su infraestructura es más robusta, con hasta 10 168 tomas de agua y 15 000 conexiones de drenaje. La población máxima atendida es de 69 086 habitantes, con un promedio de 22 698 por organismo y cobertura de agua potable y drenaje de 78.9 y 74.5 %, respectivamente. El número de empleados varía de 1 a 64, con un promedio de 16. El indicador de habitantes por toma es de 6.25 y el de habitantes por conexión de drenaje es de 24.25, lo cual indica

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 35-71. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-02

deficiencias en la cobertura. El ingreso per cápita promedio es de $252.65 de pesos anuales.

Clúster 3

Este clúster incluye 922 organismos, representando el 22.3 % del total nacional. El 62 % de las organizaciones son comunitarias, el 15 % son descentralizadas municipales y el 14 % son administradas por el municipio. Solo el 3.4 % de los organismos se encuentra en municipios con alta y muy alta marginación, mientras que el resto está distribuido en municipios de marginación media (3 %), baja (8.2 %) y muy baja (7.7 %). En términos de distribución geográfica, los estados con mayor representación en este clúster son Nayarit, Hidalgo y Guerrero, con participaciones del 16, 13 y 12 %, respectivamente.

Los ingresos de los organismos en este clúster alcanzan un máximo de $80.778 millones de pesos. Su infraestructura mejora de forma significativa, con hasta 29 088 tomas de agua potable y 40 000 conexiones de drenaje. La población máxima atendida es de 234 661 habitantes, con coberturas promedio de 82.7 % en agua potable y 76.5 % en drenaje. El número de empleados varía entre 1 y 37, con un promedio de 41 por organismo. Aunque esta cifra refleja una mayor capacidad operativa en comparación con los clústeres 1 y 2, también se debe considerar que la población atendida es significativamente mayor. La relación pob/tomasAP es de 6.5 habitantes por toma, y pob/conxDr es de 21.45 habitantes por conexión, valores similares a los clústeres previos. El ingreso per cápita es de $324.47 de pesos por habitante.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 35-71. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-02

Clúster 4

El clúster 4, con 117 organismos (6.8 % del total nacional), es menor en tamaño que los anteriores. El 53 % de estas organizaciones son comunitarias, el 23 % son descentralizadas municipales y el 10 % están bajo administración municipal. La mayoría opera en municipios con marginación baja y muy baja (18 y 80 %, respectivamente). Los estados con mayor representación son Morelos, Tlaxcala e Hidalgo. Financieramente, los ingresos máximos alcanzan $142.195 millones de pesos, un 76 % más que el clúster 3. En infraestructura, tiene hasta 50 744 tomas de agua y 37 148 conexiones de drenaje. La población máxima atendida es de 217 686 habitantes, con coberturas promedio de 88.1 % en agua potable y 81.9 % en drenaje. En términos de capacidad operativa, el número de empleados en estas organizaciones varía entre 3 y 191 trabajadores, con un promedio de 94 empleados por organismo, lo que equivale a 2.5 veces el promedio registrado en el clúster 3. Esto indica una capacidad operativa superior, aunque la población atendida es ligeramente menor, lo que se traduce en niveles de cobertura más elevados en comparación con el clúster 3. Los indicadores operativos muestran que la relación pob/tomasAP es de 3.95 habitantes por toma y la relación pob/conxDr es de 8.75 habitantes por conexión, valores más bajos que en los clústeres anteriores debido a la mayor cobertura y a un aumento en el número de empleados por organismo. Además, el ingreso per cápita en este clúster es de $578.42 pesos, superior al de los clústeres previos.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 35-71. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-02

Clúster 5

El clúster 5, compuesto por 114 organismos (4.7 % del total nacional), tiene una estructura jurídica similar al clúster 4, con el 51 % de entidades comunitarias, el 22 % descentralizadas municipales y el 9 % bajo administración municipal. A diferencia del clúster 4, la mayoría de los OOAPAS de este clúster se encuentran en municipios con marginación muy baja (96 %). Este clúster tiene una distribución geográfica dispersa, con una mayor concentración en el Estado de México (16 %), seguido por Guerrero y Nayarit (12 % cada uno). Sus ingresos son 4.5 veces mayores que los del clúster 4, alcanzando un máximo de $638.8 millones de pesos. Su infraestructura de agua potable es 2.7 veces mayor, con 137 189 tomas, y la de drenaje es 3.6 veces más amplia, con 135 509 conexiones. La población máxima atendida es de 1 173 351 habitantes, 5.4 veces más que en el clúster 4, y las tasas de cobertura en agua potable y drenaje son del 90.4 y 85.94 %, respectivamente. El número de empleados varía entre 16 y 742, con un promedio de 94 empleados por organismo, 2.5 veces el promedio del clúster 3. En términos de eficiencia operativa, la relación pob/tomasAP es de 4.01 habitantes por toma, similar al clúster 4. Sin embargo, la relación pob/conxDr es de 3.91, indicando mayor eficiencia en drenaje. El ingreso per cápita es de $916.96 pesos, un 1.5 veces mayor que en el clúster 4.

Clúster 6

Este clúster incluye 51 organismos, el 1.6 % del total nacional, siendo el segundo menos numeroso. A diferencia de los clústeres anteriores, el 47 % opera bajo un esquema descentralizado municipal, seguido por el

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 35-71. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-02

comunitario (22 %) y el descentralizado estatal (18 %). Similar al clúster 5, el 99 % se ubica en municipios con marginación muy baja. Geográficamente, destaca el Estado de México (33 %) y Tamaulipas (8 %). Los ingresos alcanzan un máximo de $1 895.03 millones de pesos, triplicando los del clúster 5. La infraestructura también es mayor, con 356 964 tomas de agua potable y 324 115 conexiones de drenaje. En este clúster, el personal operativo va de 224 a 783 empleados, con un promedio de 783 por organismo, 3.5 veces más que en el clúster 5. La población máxima atendida es de 1 512 450 habitantes, 1.3 veces mayor que en el clúster anterior. Las coberturas promedio también son más altas, con 94.7 % en agua potable y 92.42 % en drenaje. En cuanto a eficiencia operativa, este clúster registra promedios bajos de 3.27 habitantes por toma y 3.45 por conexión, lo que refleja alta eficiencia. El ingreso per cápita alcanza $1 220 pesos, superando al clúster 5 en 1.3 veces y siendo 8.2 veces mayor que en el clúster 1, lo que lo posiciona como el segundo más sostenible financieramente.

Clúster MC

Este grupo incluye a los organismos de mayor escala y capacidad operativa, con solo 20 OOAPAS (0.5 % del total nacional), ubicados en municipios como Ecatepec, Guadalajara, León, Monterrey, Puebla, Tijuana y Villa de Álvarez (Colima). Presenta la mayor diversidad jurídica: 35 % opera como asociaciones civiles, 15 % como descentralizados municipales, 15 % como comunitarios y 10 % como concesiones. Desde una perspectiva socioeconómica, el 100 % de los OOAPAS en este clúster se localiza en municipios con marginación muy baja. Desde el punto de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 35-71. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-02

vista financiero registran ingresos de $4 559.69 millones de pesos, 2.4 veces más que el clúster 6. Su infraestructura es la más amplia: 1 170 135 tomas de agua (3.3 veces más) y 1 164 305 conexiones de drenaje (3.6 veces más que el clúster 6). Operativamente, emplean entre 854 y 2 816 personas, con un promedio de 1 716, el doble del promedio del clúster 5. Atienden hasta 1 922 523 habitantes, 1.3 veces más que el clúster 6. Sus coberturas son las más altas: 97.0 % en agua potable y 94.45 % en drenaje. Además, tienen los mejores indicadores de eficiencia: 2.55 habitantes por toma y 2.84 por conexión. El ingreso per cápita es también el más alto: $1 625 pesos por habitante al año, que refleja máxima eficiencia y sostenibilidad.

Conclusiones

El análisis de la estructura y desempeño de los OOAPAS en México evidencia una notable heterogeneidad y complejidad en el sistema de gestión del agua a nivel nacional. El análisis descriptivo reveló que 20 OOAPAS presentan infraestructuras excepcionalmente grandes y se ubican en importantes núcleos de población, por lo que, debido a su escala, requirieron un tratamiento diferenciado y fueron agrupados manualmente en el clúster MC. Posteriormente, la aplicación del análisis de componentes principales, en combinación con el algoritmo de agrupamiento *K-means*, permitió identificar seis clústeres con diferencias significativas. Este enfoque facilitó el reconocimiento de patrones relevantes en la relación entre las variables analizadas, a partir del aprovechamiento de los datos abiertos del censo de gobiernos locales del INEGI. El análisis también revela desigualdades significativas en las tasas

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 35-71. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-02

de cobertura de agua potable y drenaje entre los diferentes clústeres de OOAPAS. En particular, los clústeres 1, 2 y 3 presentan coberturas promedio inferiores al 83 %, mientras que los clústeres 4, 5, 6 y MC logran coberturas superiores al 85 %. Esta disparidad resalta la necesidad de implementar estrategias que promuevan una mayor equidad en el acceso a estos servicios esenciales. Asimismo, se destaca que un alto porcentaje de los OOAPAS se localiza en municipios con niveles de marginación muy alta y alta. Este hallazgo indica que las comunidades más vulnerables son las que enfrentan los mayores desafíos en el acceso a servicios básicos, lo que pone de manifiesto la necesidad de atención prioritaria en tales áreas.

En términos financieros, los OOAPAS de menor tamaño, correspondientes a los clústeres 1, 2 y 3, enfrentan limitaciones significativas debido a sus bajos ingresos per cápita. Dicha situación restringe su capacidad para mejorar la infraestructura y calidad de los servicios, lo que repercute de forma negativa en la calidad de vida de la población atendida. Por otro lado, los clústeres 4 y 5 han mostrado avances notables en infraestructura y eficiencia operativa, evidenciados por el aumento en el número de tomas de agua y conexiones de drenaje.

La capacidad operativa de los OOAPAS también varía de modo considerable entre los clústeres, siendo el clúster 6 el que presenta la mayor cantidad de empleados por organismo, lo que se traduce en una atención y gestión más efectivas de los servicios. A pesar de las mejoras observadas, la relación entre la población atendida y la infraestructura disponible sugiere que muchos OOAPAS aún enfrentan rezagos en sus sistemas, lo que podría comprometer la calidad del servicio.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 35-71. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-02

Desde una perspectiva financiera, el clúster MC, que agrupa los OOAPAS más grandes y eficientes, se distingue por tener los ingresos per cápita más altos. Esto refleja una mayor sostenibilidad financiera y una capacidad superior para invertir en mejoras de infraestructura y atención al usuario. Además, se evidencia que la marginación municipal impacta directamente en el desempeño de los OOAPAS, donde aquellos ubicados en áreas con menor marginación tienden a exhibir mejores indicadores de cobertura y eficiencia operativa.

En cuanto al tipo de gestión, se observa una notable diversidad en la estructura de los OOAPAS, predominando aquellos que operan bajo regímenes jurídicos municipales y comunitarios. Se destaca que en las localidades con menor número de habitantes (clústeres 1, 2 y 3), los modelos de gestión que predominan son el municipal y el comunitario; mientras que en las ciudades medianas (clústeres 4 y 5) y en las grandes urbes (clústeres 6 y MC), la administración tiende a ser descentralizada por los municipios o por los gobiernos estatales.

La comparación entre el tipo de gestión, el grado de marginación, así como la distribución por estado a nivel clúster, permitió identificar patrones en la administración del agua en México. Se observa que los modelos de gestión más descentralizados predominan en estados con una mayor cantidad de OOAPAS, mientras que en zonas con alta marginación municipal los esquemas comunitarios juegan un papel fundamental. Además, las entidades con mayor proporción de concesiones privadas suelen coincidir con municipios de baja marginación, lo cual evidencia que la inversión privada en la gestión del agua está presente en municipios con mayor desarrollo económico e institucional.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 35-71. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-02

El análisis demuestra que si bien algunos organismos cuentan con infraestructura y recursos financieros sustancialmente superiores, otros operan con limitaciones significativas, lo que podría afectar la calidad y cobertura del servicio. Estos resultados resaltan la necesidad de estrategias diferenciadas para el fortalecimiento institucional y financiero de los organismos operadores, sobre todo en los clústeres con menor capacidad. Los hallazgos de este trabajo pueden incorporarse para mejorar los diagnósticos de los programas presupuestarios que canalizan apoyos económicos para mejorar los servicios de agua y saneamiento, pues es en la identificación de la problemática en donde se orienta el objetivo que se atenderá desde estos programas presupuestarios y se establecerán las métricas adecuadas para dar seguimiento a su implementación. Estos resultados pueden plasmarse en dos ámbitos: el federal, a través del programa presupuestario Proagua, que opera la Comisión Nacional del Agua (Conagua) en México y a través del cual se distribuyen apoyos económicos a los operadores municipales urbanos, rurales y comunitarios con reconocimiento municipal; y el estatal, en las entidades federativas que cuenten con programas presupuestarios con recursos propios de apoyo a la mejora de los servicios de agua y saneamiento.

Finalmente, los resultados del estudio subrayan la imperante necesidad de implementar políticas públicas que fortalezcan tanto la infraestructura como la gestión de los OOAPAS, especialmente en municipios con alta marginación. Esto es fundamental para garantizar un acceso equitativo a servicios de agua potable y saneamiento en todo el país, a fin de contribuir a mejorar la calidad de vida de las comunidades más vulnerables. En conclusión, el análisis de los OOAPAS en México pone

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 35-71. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-02

de manifiesto la complejidad del sistema y la urgencia de abordar las disparidades existentes para avanzar hacia una gestión más equitativa y eficiente de los recursos hídricos.

Referencias

Alarcón, J., & Corona, R. (2018). La (in)capacidad institucional para una gestión eficiente y de calidad del agua en las ciudades mexicanas. En: Instituto Mexicano para la Competitividad (IMCO) (ed.). *Califica a tu alcalde: manual urbano para ciudadanos exigentes* (pp. 71-77). Recuperado de https://imco.org.mx/wp-content/uploads/2018/11/m.La-incapacidad-institucional-ICU-2018.pdf

Arellano-Gault, D., & Blanco, F. (2013). *Políticas públicas y democracia* (primera edición). Instituto Federal Electoral. https://archivos.juridicas.unam.mx/www/bjv/libros/8/3565/1.pdf

Beltrán-Reyna, N. (2019). Propuesta metodológica para estudiar los sistemas de información en los organismos operadores de agua potable. En: Perló, C. M., & Zamora, S. I. (eds.). *El estudio del agua en México. Nuevas perspectivas teórico-metodológicas* (pp. 117-150). Universidad Nacional Autónoma de México-Instituto de Investigaciones Sociales. https://ru.iis.sociales.unam.mx/handle/IIS/5691

Chevez, C. R., Pinell, F., & Mejía, Q. Á. A. (2023). Simulación del proceso de recarga para aguas subterráneas utilizando redes neuronales artificiales como método de aproximación en el acuífero Las Sierras, Nicaragua. *Revista Torreón Universitario*, *12*(33). https://doi.org/10.5377/rtu.v12i33.15896

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Conapo, Consejo Nacional de Población. (2022). *Datos abiertos del gobierno de México. Obtenido de Índice de Marginación y Carencias Poblacionales por Localidad, Municipio y Entidad 2020*. https://www.gob.mx/conapo/documentos/indices-de-marginacion-2020-284372

Hernández, P. (2024, 12 de julio). *Estos son los desafíos que enfrentan los organismos operadores en México.* Asociación Nacional de Entidades de Agua y Saneamiento (ANEAS). http://www.aneas.com.mx/noticia-10/

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2023). *Censo nacional de gobiernos municipales y demarcaciones territoriales de la Ciudad de México.* https://www.inegi.org.mx/programas/cngmd/2023/

Jain, A. K. (2010). Data clustering: 50 years beyond K-Means. *Pattern Recognition Letters*, *31*(8), 651-666. https://doi.org/10.1016/j.patrec.2009.09.011

Jolliffe, I. T. (2002). *Principal component analysis* (2nd ed.). Springer-Verlag.

Jolliffe, I. T., & Cadima, J. (2016). Principal component analysis: A review and recent developments. *Philosophical Transactions of the Royal Society Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, *374*(2065). https://doi.org/10.1098/rsta.2015.0202

Klien, M. (2017). *Statistical analysis: Global study on the aggregation of water supply and sanitation utilities*. https://doi.org/10.1596/27981

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Matplotlib Development Team. (2025). Matplotlib (3.10.0) [Software]. https://matplotlib.org

Pedregosa, F., Varoquaux, G., Gramfort, A., Michel, V., Thirion, B., Grisel, O., Blondel, M., Prettenhofer, P., Weiss, R., Dubourg, V., Vanderplas, J., Passos, A., Cournapeau, D., Brucher, M., Perrot, M., & Duchesnay, É. (2011). Scikit-learn: Machine learning in Python. *Journal of Machine Learning Research*, *12*, 2825-2830. https://www.jmlr.org/papers/volume12/pedregosa11a/pedregosa11a.pdf

Python Software Foundation. (2025). *Python (3.12.11)* [software]. https://www.python.org/

Salazar, A., & Lutz, A. N. (2015). Factores asociados al desempeño en organismos operadores de agua potable en México. *Región y Sociedad*, *27*(62), 5-26. https://doi.org/10.22198/rys.2015.62.a36

Soares, D. (2021). El agua en zonas rurales de México. Desafíos de la Agenda 2030. *Entre Diversidades. Revista de Ciencias Sociales y Humanidades*, *8*(2), 191-211. https://doi.org/10.31644/ed.v8.n2.2021.a09

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

Artículos

Efectos en la morfología fluvial inducidos por obras de protección de márgenes

Effects on fluvial morphology induced by river-bank protection

Rafael Niño-Vega[1], ORCID: https://orcid.org/0009-0008-0400-8946

Andrés Vargas-Luna[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-5317-8975

[1]Departamento de Ingeniería Civil, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia, rafael.nino@javeriana.edu.co

[2]Departamento de Ingeniería Civil, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia, avargasl@javeriana.edu.co

Autor para correspondencia: Andrés Vargas-Luna, avargasl@javeriana.edu.co

Resumen

La intervención antrópica en cauces naturales con frecuencia induce un aumento de la erosión en sus márgenes, un fenómeno que se aborda por lo común mediante la construcción de diques y espigones. Estas estructuras buscan reducir la velocidad del flujo y la turbulencia en las cercanías de las bancas del cauce, limitando su migración natural. Sin

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

embargo, esta restricción de la dinámica fluvial favorece los procesos de sedimentación y erosión, alterando la geometría y morfología de los cauces. A menudo, las obras de protección se implementan sin considerar los efectos que pueden generar en la margen opuesta. El objetivo de este estudio es evaluar, mediante un modelo numérico bidimensional, los efectos inducidos por dichas obras en la morfología de las márgenes no protegidas. Los resultados indican que, a mayor inclinación en planta de las estructuras y a mayor longitud de estas, se incrementa el control sobre los procesos naturales en las márgenes. Además, cuando ambas márgenes son protegidas, se observa una mayor reducción de la erosión en la zona aguas arriba, en comparación con la intervención unilateral de la zona afectada.

Palabras clave: ingeniería fluvial y lacustre, erosión del suelo, sedimentación, río, modelos matemáticos, hidrodinámica, geomorfología.

Abstract

Human intervention in natural river channels often leads to increased erosion along their banks, a phenomenon that is commonly tackled by building dams and breakwaters. These structures aim to reduce the flow velocity and turbulence near the banks of the channel, limiting their natural migration. However, this restriction of river dynamics favors sedimentation and erosion processes, altering the geometry and morphology of the channels. Often, protective works are implemented without considering the effects they may have on the opposite bank. The objective of this study is to evaluate, using a two-dimensional numerical model, the effects induced by such works on the morphology of unprotected banks. The results indicate that the greater the slope of the

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

structures and the longer their length, the greater the control over natural processes on the banks. In addition, when both banks are protected, there is a greater reduction in erosion in the upstream area compared to unilateral intervention in the affected area.

Keywords: river and lake engineering, soil erosion, sedimentation, rivers, mathematical models, hydrodynamics, geomorphology.

Recibido: 01/08/2025

Aceptado: 19/09/2025

Publicado *ahead of print*: 27/10/2025

Versión final: 01/07/2026

Introducción

La intervención humana sobre los sistemas hídricos se ha venido desarrollando durante más de 4 000 años. Sin embargo, solo desde la década de 1950 se han realizado estudios y análisis para saber qué cambios sufren los ríos debido a las actividades antrópicas (Gregory, 2006). Los estudios realizados durante los inicios de la hidráulica fluvial se enfocaron en el análisis del régimen hidrológico y sus efectos en las características hidráulicas de los cauces, sin considerar las contribuciones relacionadas con el transporte de sedimentos (Gilbert, 1917). Sin embargo, los avances recientes en este campo establecen que los estudios asociados con las cuencas hidrográficas y los sistemas fluviales no pueden ser concebidos sin considerar los sedimentos transportados y las intervenciones antrópicas a las que estos sistemas están comúnmente expuestos (Overeem *et al*., 2013).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La intervención del ser humano está incidiendo de manera significativa en los procesos naturales y como consecuencia de esto se presentan cambios en los caudales de los ríos, en su carga de sedimentos y por lo tanto en su morfología. Además de los cambios vinculados con el calentamiento global y el cambio climático, los principales impactos en la morfología fluvial son inducidos por modificación en el uso del suelo, variación de coberturas vegetales, urbanización, construcción de presas y embalses, enderezamiento de canales, y la construcción de diques y muros. La finalidad de este último tipo de estructuras es restringir la dinámica de las bancas del cauce, afectando su migración natural (Meade & Moody, 2009). Además, las estructuras varían en dimensión dependiendo del tipo de zona a proteger; las estructuras de protección de gran extensión están ubicadas por lo general en zonas urbanizadas (Jianchun *et al*., 2014). Esta restricción de la dinámica natural de los ríos aumenta los procesos de sedimentación y erosión, modificando la geometría de los cauces y su morfología.

En las curvas de los ríos, el flujo se concentra hacia la margen externa, causando procesos de erosión y generando sedimentación en la margen interna en donde las velocidades y profundidades son mucho menores (Motta *et al*., 2012). De acuerdo con lo anterior, el estudio de los efectos en la dinámica fluvial inducidos por obras de protección es necesario para la ingeniería y para la gestión de estos hidrosistemas, considerando aspectos como el control de inundaciones, la navegación y la protección del territorio e infraestructura (Güneralp *et al*., 2012). Se ha observado que si bien las obras de protección intervienen de manera local sobre las márgenes del cauce, no se extienden para proteger las márgenes opuestas. Este enfoque limita la protección a áreas específicas, sin considerar los efectos negativos que puedan surgir en las márgenes

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

no intervenidas. Este tipo de evaluación, que incluye tanto la protección de las márgenes como su interacción con las márgenes opuestas, no ha sido previamente considerado en el desarrollo de estudios numéricos bidimensionales.

Los modelos numéricos se han consolidado como herramientas fundamentales para el análisis y la simulación de la dinámica morfodinámica en cauces naturales. Su capacidad para representar procesos morfodinámicos y la dinámica de márgenes ha permitido avances significativos en la comprensión de la evolución de los cauces bajo diversas condiciones hidrológicas e hidráulicas. Las principales fortalezas de estos modelos radican en su versatilidad, pues permiten la simulación de escenarios complejos que incluyen variaciones temporales y espaciales, algo difícil de abordar mediante enfoques experimentales o analíticos convencionales. Además, los modelos numéricos permiten integrar distintos factores físicos y geotécnicos, lo que hace posible la evaluación de intervenciones a largo plazo en la morfología fluvial. En la actualidad, existen modelos ampliamente validados como HEC-RAS, MIKE 21, e iRIC que han sido aplicados con éxito en una variedad de estudios de ingeniería fluvial (Yen, 1992). Estos avances han facilitado no solo el estudio de la evolución de los cauces, sino también la optimización de las intervenciones humanas para mitigar la erosión y mejorar la estabilidad fluvial. En este sentido, los modelos numéricos son herramientas esenciales en los estudios morfológicos, ya que proporcionan un marco cuantitativo para evaluar la dinámica fluvial.

El avance en el estudio de los sistemas fluviales se ha generado a partir de casos reales que cuentan con información de campo detallada, como el análisis de cauces hipotéticos construidos con información sintética (Brown *et al*., 2014). La representación sintética de cuerpos de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

agua puede ser generada física o virtualmente (Abad & García, 2005; Brown *et al*., 2014; Xu & Bai, 2013), y es un componente sustancial para la investigación y el análisis de cauces con configuraciones determinadas (Rodriguez-Iturbe & Rinaldo, 2001). La generación de morfologías sintéticas se ha trabajado con diferentes métodos enfocados en diferentes condiciones morfodinámicas y variedad de escalas espaciales.

Las geometrías sintéticas permiten simplificar las configuraciones de los cauces y las márgenes, controlando los parámetros geométricos para facilitar la simulación de diversos escenarios, como la erosión, sedimentación y migración de meandros. Este enfoque ha sido ampliamente utilizado en la investigación de la morfodinámica fluvial, permitiendo la evaluación de intervenciones de forma más controlada y sistemática (De Boer *et al*., 2005). En los estudios que utilizan esta aproximación se ha demostrado que los modelos generados pueden simular de manera eficaz el comportamiento de los cauces, aunque algunos autores advierten que la simplificación de la geometría limita la capacidad de los modelos para capturar las complejidades de los cauces naturales (Lesser *et al*., 2007). A pesar de ello, los modelos con geometría sintética siguen siendo herramientas valiosas para estudiar la respuesta morfodinámica a intervenciones específicas, especialmente en condiciones controladas y en estudios de largo plazo. Por ejemplo, el trabajo de Bermúdez (2013) ha demostrado que estos enfoques pueden proporcionar resultados útiles en el análisis de la evolución de cauces artificiales y el impacto de las modificaciones geométricas sobre la dinámica del flujo. Además, estudios como el de Ferguson (2012) han subrayado que aunque los modelos con geometría sintética no siempre replican con exactitud las características naturales son extremadamente

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

útiles para el diseño de medidas de intervención, así como para la predicción de patrones generales de erosión y sedimentación.

El objetivo de esta investigación es evaluar la respuesta morfológica tanto local como aguas abajo de la zona intervenida generada por diferentes escenarios de protección de márgenes empleando un modelo numérico. Se analizan diferentes casos de intervención de márgenes, donde se plantean muros de protección y espigones. Con el fin de evaluar los efectos en la morfología generados con cada alternativa, los casos planteados se comparan con el caso sin intervención, considerado como el caso de referencia, manteniendo las condiciones iniciales en los diferentes escenarios.

Materiales y métodos

En la presente investigación se realizaron modelaciones numéricas de cauces sintéticos, tomando en cuenta escenarios de intervención, donde se protege una sola margen (la margen afectada) y escenarios donde se protegen las dos márgenes (margen afectada y margen opuesta). Inicialmente, y a fin de evaluar el potencial del modelo morfodinámico seleccionado, se emplearon los resultados obtenidos de un estudio experimental para hacer modelaciones y evaluar la sensibilidad de los parámetros utilizados para la evolución de márgenes. Luego de la evaluación de los parámetros del modelo computacional se generaron morfologías sintéticas con características que reflejan las condiciones de un tramo de río real. Se seleccionó un tramo de río cuyo material del lecho tiene características similares al utilizado en la calibración del modelo morfodinámico (lecho arenoso), para asegurar la coherencia entre el modelo de laboratorio calibrado y las condiciones del caso de estudio.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

En el estudio no se hizo un proceso de escalamiento entre el cauce experimental y las condiciones del río real, dado que las características físicas del cauce natural no guardan relación directa con el experimento. Después se ejecutaron las modelaciones numéricas considerando las obras de protección de márgenes.

Modelo numérico

En esta investigación se seleccionó el modelo numérico bidimensional iRIC (https://i-ric.org). Se tuvo en cuenta que este modelo incluye módulos específicos que describen la erosión y acreción de bancas; procesos físicos de interés en nuestro proyecto. Este modelo numérico incluye una amplia gama de solucionadores (Tabla 1). Para el desarrollo del presente trabajo se empleó el solucionador Nays2DH, considerado el más apto para las necesidades del proyecto, dado que cuenta con un módulo que simula la erosión de márgenes.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

Tabla 1. Solucionadores disponibles del modelo numérico iRIC.

Nombre	Dimensión	Variación de velocidad	Sistema de coordenadas	T.S./E.L./E.B.	Refinamiento de malla
FastMECH	2D Quasi-3D	Cuasi-permanente	Curvilínea ortogonal	S-S-N	N
Morpo2DH	2D	No permanente	Curvilínea no ortogonal	S-S-N**	N
NAys2DH	2D	No permanente	Curvilínea no ortogonal	S-S-S	N
Nays2dFlood	2D	No permanente	Curvilínea no ortogonal	N-N-N	N
NaysCUBE	2D	No permanente	Curvilínea no ortogonal	Y/Y/N	N
Storm	2D	No permanente	No estructurada-triangular	N-N-N	S
River2D	2D	No permanente	No estructurada-triangular	N-N-N	S
CERI1D	1D	No permanente	NA	N	
Mflow02	2D	No permanente	No estructurada-triangular	S-S-N	S
SRM	NA	No permanente	NA	N-N-N	N
NaysEddy	3D	No permanente	Ortogonal estructurada	S-S-N	S
ELIMO	2D	No permanente	Curvilínea ortogonal	N-N-N	N

**Capacidad de flujo de lodo y escombros.

T. S. = transporte de sedimentos.

E.I. = evolución de lecho.

E. B. = erosión de bancas.

Fuente: modificado de Nelson *et al*. (2016).

Información experimental

La modelación numérica está compuesta, en general, por cuatro fases: construcción, calibración, validación y aplicación (Thomann, 1998). Un modelo numérico es confiable no solo con base en la construcción de este y de los datos de entrada, sino también en la fase de calibración (Shoarinezhad *et al*., 2020); la precisión de los resultados obtenidos a

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

partir de simulaciones numéricas está en función de la fase de calibración (Evangelista *et al*., 2017). El objetivo de la calibración es reducir la incertidumbre ajustando el modelo de acuerdo con las comparaciones realizadas entre los resultados de las observaciones y los resultados del modelo numérico (Oberkampf *et al*., 2004). Por tanto, para la evaluación del potencial del modelo morfodinámico seleccionado se utilizaron los resultados obtenidos en el estudio de laboratorio realizados por Vargas-Luna *et al*. (2019), en donde se observó en detalle el fenómeno de erosión de márgenes (Figura 1).

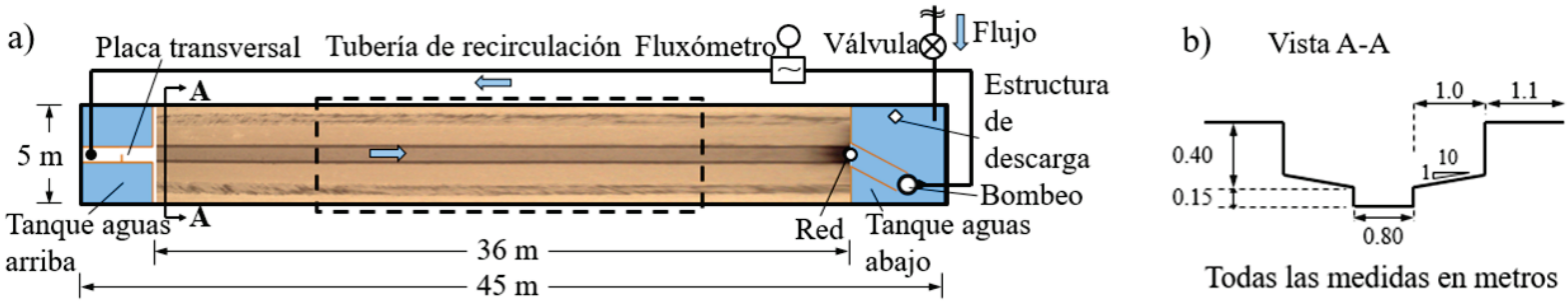


Figura 1. Configuración experimental del canal de lecho móvil: a) vista en planta; b) configuración inicial de la sección transversal A-A'. Tomado de Vargas-Luna *et al*. (2019).

Validación y calibración del modelo numérico

A pesar de los enfoques automáticos utilizados para calibrar modelos hidrológicos, aún se consideran confiables los procesos de calibración manual en modelación morfodinámica (Evangelista *et al*., 2017). Con el modelo morfodinámico iRIC se realizaron modelaciones para diferentes tiempos considerados en el estudio de laboratorio seleccionado (Vargas-Luna *et al*., 2019); esto, con el fin de conocer la respuesta del modelo y

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

por tanto la sensibilidad de los parámetros morfodinámicos utilizados en el componente del estudio de la evolución de márgenes.

Estas modelaciones preliminares consideraron el proceso de erosión en dos zonas definidas en el estudio experimental: tramos rectos antes de la curva y un tramo con una curva. El proceso de calibración se efectuó en dos etapas: 1) calibración hidrodinámica, donde se ajustó el coeficiente de rugosidad de Manning; y 2) calibración morfodinámica, en la que se ajustaron flujo secundario y factor morfológico; el ángulo de reposo se mantiene igual para las modelaciones realizadas, considerando que las características del lecho no varían. Posteriormente, se evaluaron las aproximaciones que el modelo computacional ofrece en cuanto a la dinámica de márgenes. En la Tabla 2 se presentan los escenarios simulados para definir el coeficiente de rugosidad del tramo analizado.

Tabla 2. Calibración hidrodinámica.

ID modelo hidrodinámico	Coeficiente de rugosidad de Manning (n_0)		Caudal (l/s)	Tiempo de modelación (h)
	Tramo 1	Tramo 2		
1	0.015	0.013	45	2.0
2	0.017	0.015	45	2.0
3	0.017	0.017	45	2.0
4	0.015	0.015	45	2.0
5	0.015	0.011	22	9.0
6	0.016	0.011	22	9.0
7	0.017	0.012	22	9.0
8	0.017	0.010	22	9.0

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

Definido el coeficiente de rugosidad de Manning, en la segunda etapa de calibración se llevaron a cabo modelos con el fin de calibrar parámetros morfodinámicos del modelo computacional iRIC: flujo secundario y factor morfológico. El parámetro del flujo secundario considera el movimiento del agua que no sigue la dirección longitudinal del flujo. El factor morfológico es un multiplicador que se aplica en la ecuación de sedimentos para reducir el tiempo de cálculo (Morgan *et al*., 2020). Luego de este proceso se analizó la variación del lecho (vista en planta) (Shoarinezhad *et al*., 2020). Las simulaciones realizadas se resumen en la Tabla 3.

Tabla 3. Calibración morfodinámica.

ID modelo morfodinámico	Periodo de modelación (h)	Factor de flujo secundario	Factor morfológico
A	9-11	-	-
B		7	-
C		10	-
D		1	-
E		1	1.5
F		1	3
G		-	3
H		-	6
A	86-88	-	-
B		7	-
C		10	-
D		1	-
E		1	1.5
F		1	3
G		-	3
H		-	6

Tiempo de modelación: 2 h.

Caudal: 45 l/s.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

En la calibración morfodinámica del modelo se tomaron los niveles del lecho del modelo experimental y del modelo computacional, y se realizó una diferencia entre los valores obtenidos en cada modelo; esto se hizo para cada modelo de la Tabla 3.

Características del tramo de estudio

Para el desarrollo del estudio con morfologías sintéticas, y a fin de manejar parámetros geométricos e hidráulicos reales, se tomaron las características físicas de un tramo del río Orito, a la altura del municipio de Orito, Putumayo, Colombia (Figura 2). Este tramo de río ha sido afectado por problemas de erosión de bancas durante la última década.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03



Figura 2. Localización del tramo seleccionado del río Orito (Putumayo), Colombia.

Morfología sintética

Considerando las diferentes ecuaciones que pueden representar sistemas fluviales —para la forma en planta—, las curvas generadas por la función seno representan la forma simétrica de un sistema fluvial, lo cual permite

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

apreciar la sinuosidad de este (Leopold & Langbein, 1966). Sin embargo, los patrones de un sistema fluvial son complejos, y la asimetría en ríos sinuosos es más frecuente (Parker & Andrews, 1986; Parker *et al*., 1983). Por tanto, en este estudio se consideran dos formas en planta empleando las curvas tipo Kinoshita (1961) para dos valores de amplitud angular máxima (Θ0) de 15 y 40°, respectivamente. Por otra parte, para la representación de las secciones transversales se han usado relaciones lineales y exponenciales para describir la pendiente transversal del lecho en la zona de la curvatura de los ríos, donde las profundidades resultan excesivas y poco realistas. En consecuencia, se empleó la función de Beck (1988), que representa la forma del lecho de manera aproximada, considerando parámetros como el ancho del canal, profundidad de flujo y curvatura del río. En la Tabla 4 se presentan las ecuaciones para definir la planta del cauce Kinoshita (1961) y la geometría de las secciones transversales (Beck, 1988).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

Tabla 4. Ecuaciones para generar morfología sintética.

Ecuación	Descripción
$\theta = \theta_0 sin\left(\frac{2\pi s}{\lambda}\right) + {\theta_0}^3\left(J_s cos\left(3\frac{2\pi s}{\lambda}\right) - J_f sin\left(3\frac{2\pi s}{\lambda}\right)\right)$	θ_0 = amplitud angular máxima s = coordenada de flujo λ = longitud de onda de arco J_s = coeficiente de asimetría J_f = coeficiente de amplitud
$A = 3.8\left(1.0 + \frac{B^*}{6.96h} Exp\left(\frac{-6.96h}{B^*}\right)\right)$	A = pendiente de lecho transversal B^* = mitad del ancho de la sección transversal h = profundidad hidráulica
$h_0 = \left(1 - \frac{\widetilde{h_c}}{S_t n}\right)\|-S_t n, 0\| + \frac{\widetilde{h_c}}{S_t n} Exp\left(-S_t \frac{n}{h}\right)\|-S_t n, 0\|$ $C_t = \frac{\delta\theta}{\delta s}$ $S_t = -AhC_t$	S_t = pendiente transversal (parámetro relacionado con la curvatura del canal C_t) h_0 = profundidad de flujo a través de la sección
$\widetilde{h_c} \approx \frac{4B^+ h\|S_t\| - {S_t}^2 B^{+2}}{2B^+\|S_t\| + 2h - 2hExp\left(-\|S_t\|\frac{B^+}{h}\right)}$	$\widetilde{h_c}$ = profundidad en el centro de la sección
$\eta = h - \left(1 - \frac{h_c}{s_t n}\right)\|-s_t n, 0\| + \frac{h_c}{s_t n} Exp\left(-s_t \frac{n}{h}\right)\|s_t n, 0\|$ $\eta = h - h_0$	η = elevación del lecho s, n = coordenadas del flujo $\|A, B\|$ = valor máximo entre A y B

Se desarrolló un código en Matlab para generar la nube de puntos que representaran las morfologías sintéticas. La información que alimenta la nube de puntos corresponde a parámetros del cauce como ancho, longitud de cauce, ancho de la llanura de inundación, pendiente

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

longitudinal y pendiente de los taludes. Para definir los puntos adicionales al eje, se trabajó con coordenadas curvilíneas ortogonales *s* y *n*. Debido a los dos sistemas de coordenadas existentes, fue necesario realizar la transformación de sistema curvilíneo ortogonal a sistema cartesiano. Los parámetros se definen con base en la información del tramo del río mencionado y se indican en la Tabla 5.

Tabla 5. Parámetros físicos para generar morfología sintética.

Característica	**Unidades**	**Amplitud angular máxima Θ_0**	
		15	**40**
Ancho de río (B)	m	80	80
Pendiente (s_0)	m/m	0.6	0.6
Profundidad	m	13	13
Longitud de tramo	m	2 500	2 800
Coeficiente de rugosidad de Manning (n_0)	-	0.04	0.04
Sinuosidad (Is)	-	1.03	1.16
Caudal (2.33 años)	m^3/s	190	190
Diámetro sedimento	mm	5.45	5.45
Longitud de onda de arco (λ)	-	1 355	1 505
Coeficiente de asimetría (Js)	-	0.029	0.029
Coeficiente de amplitud (Jf)	-	0.005	0.005

Con el código de Matlab definido, se construyeron dos morfologías sintéticas. La primera morfología sintética (Figura 3a) representa un cauce con sinuosidad baja (IS = 1.03); la segunda morfología sintética (Figura 3b) corresponde a un cauce con sinuosidad media (IS = 1.16). En

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

la Figura 3 se define la margen externa de la curva 1 (C1) como la zona crítica (que requiere protección) y la margen opuesta, localizada en la curva 2, como la zona aguas abajo de la zona intervenida.

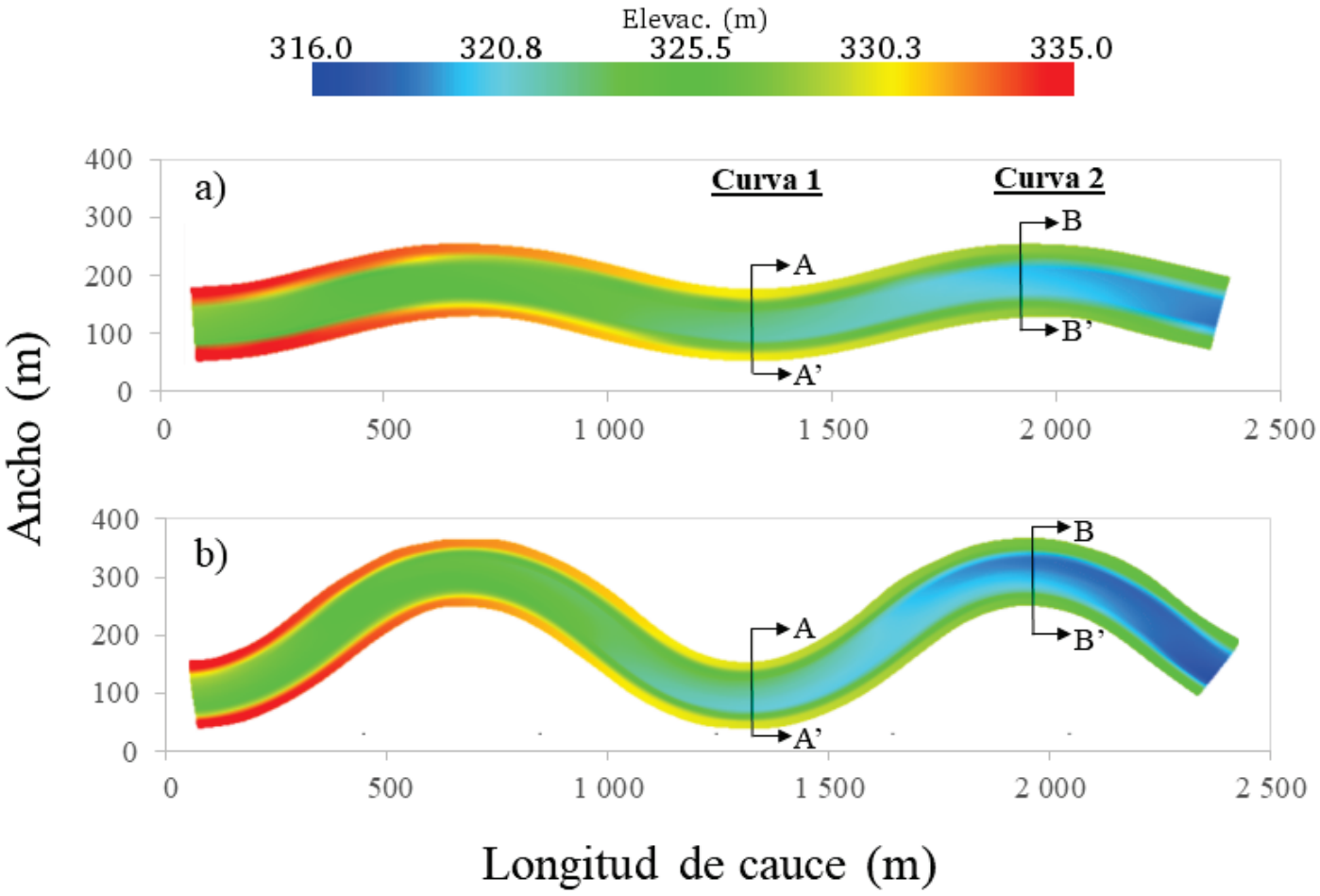


Figura 3. Morfologías sintéticas generadas: a) cauce curvatura baja y b) cauce curvatura media. Flujo de izquierda a derecha.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

Escenarios de modelación

Las simulaciones se iniciaron con las geometrías sintéticas descritas en la sección anterior, pero el modelo se dejó correr un tiempo computacional de seis meses para que el lecho del cauce sintético se ajustara al flujo, empleando un factor morfológico de cinco. El periodo de modelación se definió con base en la dinámica morfodinámica observada. Durante este intervalo, las modificaciones en la geometría del cauce fueron mínimas, lo que sugirió una condición de estabilidad morfológica. El valor del factor morfológico es mínimo teniendo en cuenta que su incremento genera inestabilidades numéricas (Morgan *et al*., 2020). Los resultados de las simulaciones, luego del ajuste inicial descrito, que definen el punto inicial real de nuestros escenarios se presentan en la Figura 4, donde se indican las secciones transversales de control que más adelante se analizarán para cada geometría en la margen intervenida (curva 1, C1) y la margen opuesta, localizada aguas abajo de la intervención (curva 2, C2).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

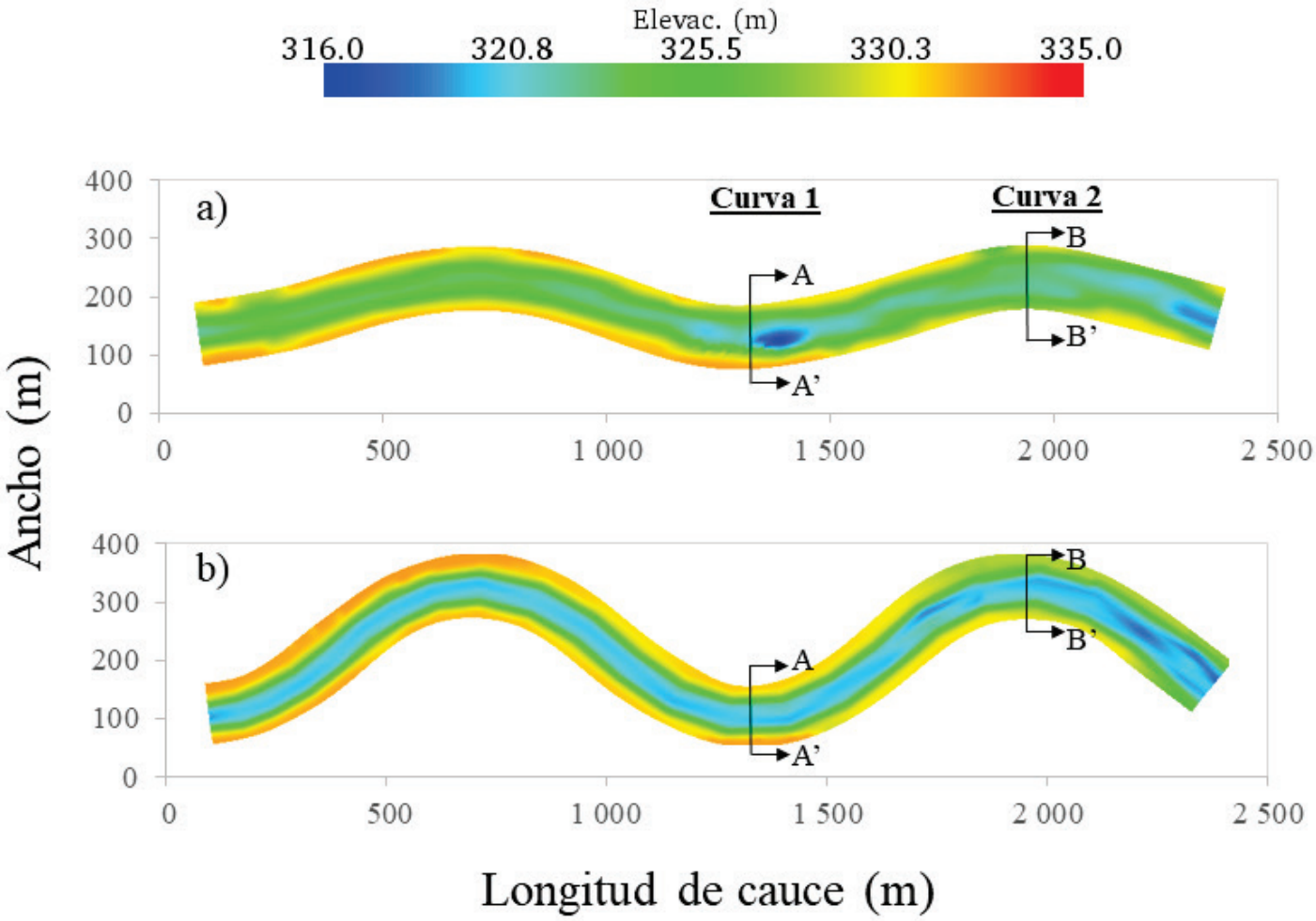


Figura 4. Desarrollo morfológico inicial de los cauces sintéticos: a) cauce curvatura baja y b) cauce curvatura media. Flujo de izquierda a derecha.

Los tipos de intervención que se consideran en este estudio son muros longitudinales y espigones con diferentes características, como longitud, inclinación y separación. Considerando que la longitud de los espigones se define en función del ancho del cauce (Chabokpour, 2024), se tomó entre el 15 y 30 % del ancho del canal (Akbari *et al*., 2021). Las inclinaciones de los espigones se encuentran por lo general entre 45 y

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

135°, es decir, inclinadas hacia aguas abajo o hacia aguas arriba; las últimas son las que se utilizan con más frecuencia (Prasad *et al*., 2016). De acuerdo con lo anterior, en este estudio se consideran dos inclinaciones: 45° hacia aguas arriba y 90° perpendicular al flujo. En la Tabla 6 se presentan los 11 escenarios definidos para cada curvatura considerada, para un total de 22 escenarios.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tabla 6. Escenarios de modelación.

Núm. de escenario	Curvatura	Curva 1			Curva 2		
		Tipo de obra	Inclinación °	Longitud (m)	Tipo de obra	Inclinación °	Longitud (m)
1	Baja (θ_0 = 15)	Sin	Sin	Sin	-	-	-
2		Espigón	45	0.15B	-	-	-
3		Espigón	45	0.30B	-	-	-
4		Espigón	90	0.15B	-	-	-
5		Espigón	90	0.30B	-	-	-
6		Muro	-	Lc	-	-	-
7		Espigón	45	0.15B	Espigón	45	0.15B
8		Espigón	45	0.30B	Espigón	45	0.30B
9		Espigón	90	0.15B	Espigón	90	0.15B
10		Espigón	90	0.30B	Espigón	90	0.30B
11		Muro	-	Lc	Muro	-	Lc
12	Media (θ_0 = 40)	Sin	Sin	sin	-	-	-
13		Espigón	45	0.15B	-	-	-
14		Espigón	45	0.30B	-	-	-
15		Espigón	90	0.15B	-	-	-
16		Espigón	90	0.30B	-	-	-
17		Muro	-	Lc	-	-	-
18		Espigón	45	0.15B	Espigón	45	0.15B
19		Espigón	45	0.30B	Espigón	45	0.30B
20		Espigón	90	0.15B	Espigón	90	0.15B
21		Espigón	90	0.30B	Espigón	90	0.30B
22		Muro	-	Lc	Muro	-	Lc

Θ_0 = amplitud angular máxima.

Lc = longitud de curva.

B = ancho de cauce (m).

Sin = sin intervención.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

Parámetros de análisis

Los resultados numéricos de los escenarios planteados en la Tabla 6 se comparan teniendo en cuenta que las condiciones iniciales son iguales. Las condiciones iniciales hacen referencia al nivel del lecho (Figura 4) y a los parámetros utilizados en la construcción del modelo numérico. Para la evaluación de los resultados y comparación entre los escenarios planteados con las simulaciones numéricas se emplean las definiciones que se presentan en la Figura 5.

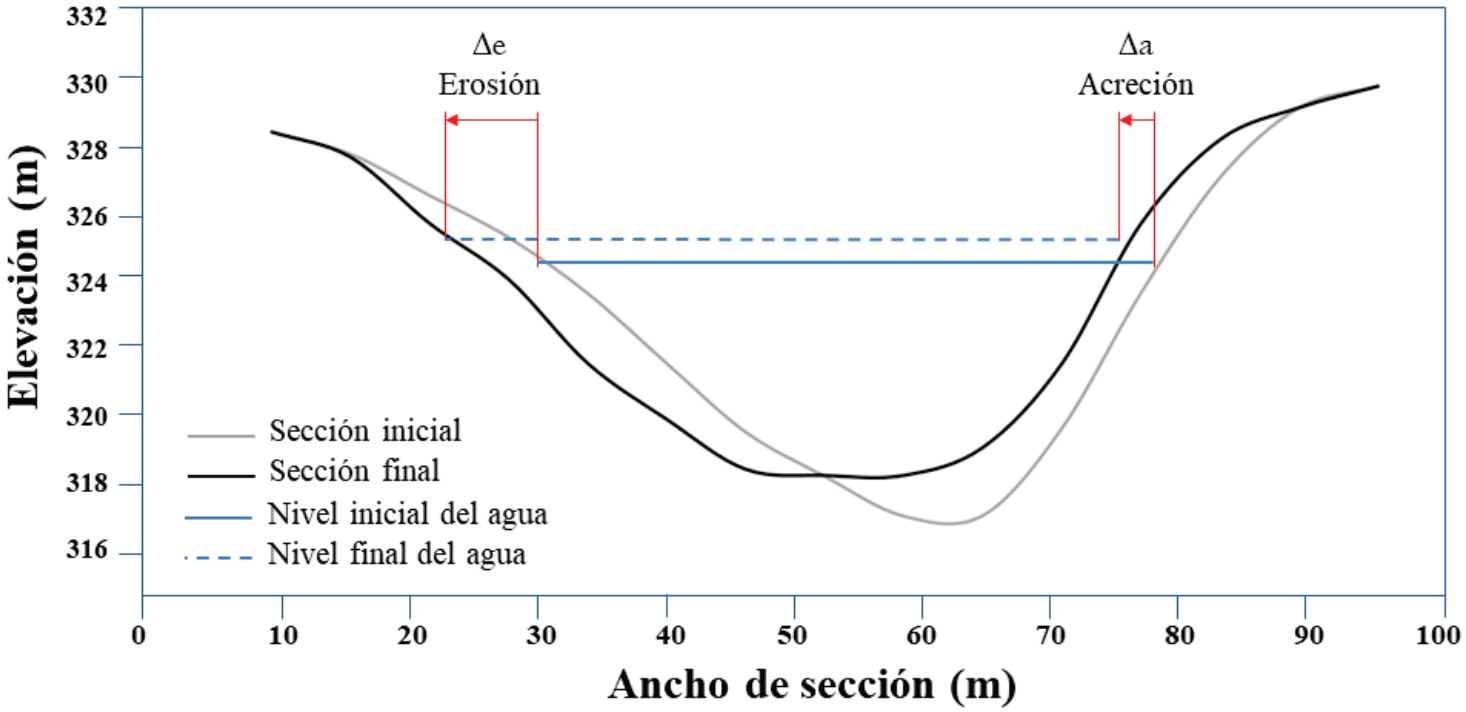


Figura 5. Esquema de medición de la erosión y acreción.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

Estimadores de ajuste

Para la definición del coeficiente de rugosidad de Manning —utilizado como parámetro en la calibración hidrodinámica del modelo numérico— y para la definición de los parámetros morfodinámicos, se calculó el coeficiente de eficiencia de Nash-Sutcliffe (NSE). El cálculo del NSE permitió identificar el valor óptimo del coeficiente de rugosidad y los parámetros morfodinámicos que mejor representan los resultados obtenidos en el canal experimental. A continuación se presenta la ecuación para el cálculo del coeficiente eficiencia:

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{t=1}^{T}(Q_0^t - Q_m^t)^2}{\sum_{t=1}^{T}(Q_0^t - \bar{Q}_0)^2}$$

$\bar{Q}_0$ = media de los valores observados

Q_m^t = valores medidos o calculados

Q_0^t = valores observados

NSE = coeficiente de eficiencia de Nash-Sutcliffe

Resultados y discusión

De acuerdo con los resultados evidenciados en la Tabla 7, se seleccionó el modelo 3, el cual tiene el coeficiente de eficiencia Nash Sutcliffe más alto (0.782). El coeficiente de rugosidad utilizado en la etapa de calibración morfodinámica fue de 0.017.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

Tabla 7. Resultados calibración hidrodinámica.

ID modelo morfodinámico	Coeficiente de eficiencia de Nash-Sutcliffe (NSE)
1	0.118
2	0.623
3	0.782
4	0.519
5	0.592
6	0.606
7	0.565
8	0.654

Durante la fase de calibración morfodinámica, para el periodo de modelación entre las 9 y 11 horas, el coeficiente NSE óptimo se obtuvo con el modelo E; para el periodo de modelación entre las 86 y 88 horas, el coeficiente NSE óptimo correspondió al modelo F. Según la Tabla 8, los valores del NSE fueron 0.720 y 0.825, respectivamente.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

Tabla 8. Resultados calibración morfodinámica.

ID modelo morfodinámico	Coeficiente de eficiencia de Nash-Sutcliffe (NSE)
A	0.716
B	0.716
C	0.716
D	0.716
E	0.720
F	0.676
G	0.679
H	0.536
A	0.823
B	0.824
C	0.824
D	0.824
E	0.824
F	0.825
G	0.819
H	0.802

La Figura 6 presenta los niveles del lecho del modelo experimental (Figura 6a), del modelo numérico (Figura 6b) y la diferencia entre los niveles del lecho de los modelos mencionados (Figura 6c). Los resultados observados en la Figura 6 corresponden al modelo F de la Tabla 8.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

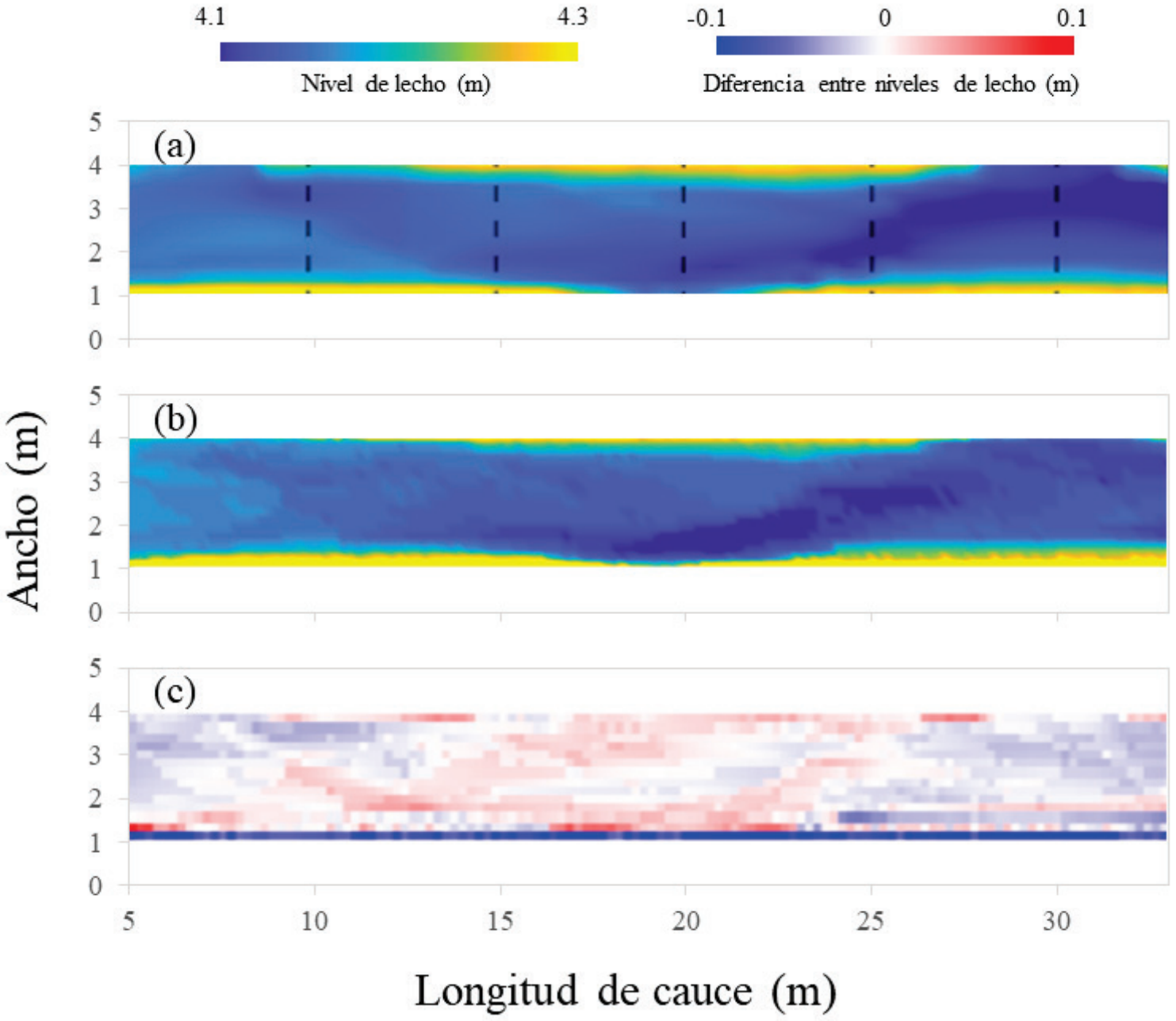


Figura 6. Configuración en planta del lecho móvil; periodo de modelación 86-88 (horas): a) datos de laboratorio, b) modelo numérico, c) diferencia de mapas.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

En la Tabla 9 y la Figura 7 se presentan los resultados de los escenarios considerados en la Tabla 6. Con estos resultados se confirma que el grado de curvatura del cauce tiene una alta relevancia en la dinámica de márgenes en términos de erosión y acreción. En un cauce intervenido con obras de protección y que presenta baja curvatura, la dinámica en las márgenes es menor en comparación con un cauce con las mismas condiciones de intervención, pero con mayor curvatura.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

Tabla 9. Resultados de modelación.

Núm. de escenario	Curva 1		Curva 2		Cambio en erosión C1 (%)	Cambio en erosión C2 (%)	Cambio en acreción C1 (%)	Cambio en acreción C2 (%)
	Δe (m)	Δa (m)	Δe (m)	Δa (m)				
1	2.5	-2	1	-0.5				
2	3	-2	2	-1	20	100	0	100
3	5.5	-3.5	0	0	120	-100	75	-100
4	0	-0.5	1	-0.5	-100	0	-75	0
5	5	-4	0.5	-0.5	100	-50	100	0
6	2.5	-2	0.5	-0.5	0	-50	0	0
7	-2	1	1	-0.5	-180	0	-150	0
8	2.5	1	0	0	0	-100	-150	-100
9	2.5	-2	1	-0.5	0	0	0	0
10	0.5	-0.5	1	-0.5	-80	0	-75	0
11	1	-0.5	0.5	-0.5	-60	-50	-75	0
12	4	-2	6	-3				
13	2	-1	2.5	-1	-50.0	-58.3	-50.0	-66.7
14	1	-0.5	2	-1	-75.0	-66.7	-75.0	-66.7
15	0.5	-0.5	2.5	-1	-87.5	-58.3	-75.0	-66.7
16	0	0	2	-1	-100.0	-66.7	-100.0	-66.7
17	1	-0.5	2	-1	-75.0	-66.7	-75.0	-66.7
18	1.5	-0.5	2	-1	-62.5	-66.7	-75.0	-66.7
19	0	0	0	0	-100.0	-100.0	-100.0	-100.0
20	-1	0.5	1.5	-0.5	-125.0	-75.0	-125.0	-83.3
21	-4	2	-1	0.5	-200.0	-116.7	-200.0	-116.7
22	0	0	2	-1	-100.0	-66.7	-100.0	-66.7

Δe = erosión.

Δa = acreción.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

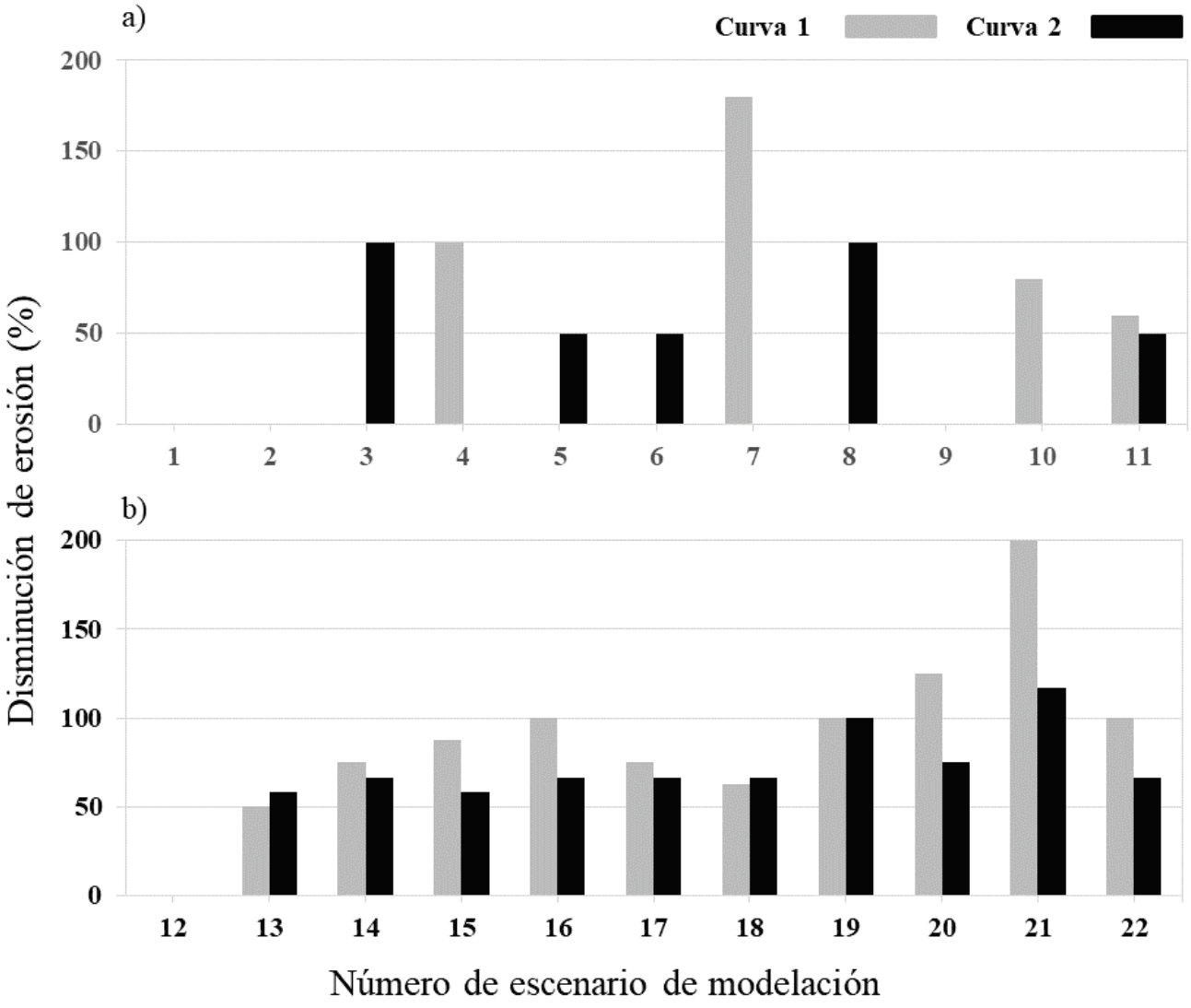


Figura 7. Porcentaje de disminución de la erosión: a) cauce curvatura baja, b) cauce curvatura media. La descripción de los escenarios se presenta en la Tabla 6.

Los resultados consignados en la Figura 7 evidencian la disminución de la erosión en las márgenes afectadas de las curvas C1 y C2 en todos los escenarios de modelación. Los escenarios correspondientes al cauce de curvatura baja (1 al 11) indican que no siempre existe disminución de la erosión en la margen protegida, observada en solo 4 de los 10

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

escenarios considerados. Además, puede evidenciarse que solo en el escenario 11 se presenta disminución de la erosión de forma simultánea en ambas márgenes, lo cual confirma que la efectividad del tipo de obra depende de la forma en planta del río (Figura 7). De hecho, en uno de los escenarios en los que solo se protege la margen afectada, se evidencia inclusive el incremento de la erosión en la margen opuesta. Sin embargo, la reducción de la erosión es notoria en la margen opuesta (C2), cuando se protegen ambas márgenes. Teniendo en cuenta tales consideraciones, el análisis de los escenarios realizados en los casos con curvatura baja es de menor interés para el objetivo de nuestro trabajo y, por este motivo, los análisis que se presentan en esta sección se enfocan en los escenarios del cauce de sinuosidad media (12 al 22).

En la Figura 7b se observa que el escenario 13 genera la menor disminución de erosión en la margen afectada (C1), en comparación con los demás escenarios (14 al 22); mientras que en la curva 2 (C2), la menor disminución de la erosión (espigón con 90° - L = 3B) en ambas márgenes se observa en dos escenarios (13 y 15). Por otra parte, con el escenario 21 se obtiene la mayor disminución de la erosión, reportando decrecimiento de 200 y 116.7 % para la margen afectada la margen opuesta (C2), respectivamente.

En los resultados de los escenarios en la curvatura media que plantean la protección con espigones de la margen afectada (13-16) evidencia que la longitud de estos elementos influye radicalmente en la respuesta de la curva protegida (C1): a mayor longitud del espigón mayor es la reducción de la erosión tanto en la curva protegida (C1) como en la curva opuesta (C2) (Tabla 9). Esta misma tendencia se observa cuando se protegen ambas márgenes, pero es evidente que la reducción en la erosión es mucho mayor cuando se protegen tanto la margen afectada

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

como la opuesta. Comparando los escenarios en los que solo se protege la curva afectada con espigones que tienen la misma longitud y diferente inclinación (13 y 15; 14 y 16), se observa que la disminución de la erosión es mayor en la margen protegida cuando se tiene la mayor inclinación (90°), obteniendo la misma respuesta en la margen opuesta. Haciendo el mismo análisis en los escenarios de protección de ambas márgenes (afectada y opuesta), con espigones que tienen la misma longitud y diferente inclinación (18 y 20; 19 y 21), una inclinación superior de los espigones genera mayores reducciones de la erosión en ambas márgenes (C1 y C2), siendo mucho más evidente el efecto en la margen protegida. La relación entre la longitud de los espigones y la respuesta morfológica del cauce también la observaron Zhang *et al*. (2020); sin embargo, se ha demostrado también que este tipo de resultados no se pueden generalizar, pues trabajos como los de Gisonni y Willi (2008) han demostrado que el efecto de los parámetros geométricos de las obras está muy relacionado con la configuración en planta del canal.

El efecto del ángulo de inclinación del espigón observado en nuestro estudio está alineado con lo descrito por Prasad *et al*. (2016). En este último estudio se observó también el incremento de la erosión de la margen opuesta a la zona protegida, lo cual valida lo observado en los resultados del escenario 12, donde la intervención de la margen protegida (C1) traslada e incrementa los procesos erosivos aguas abajo en la margen opuesta (C2).

En el escenario 17 (muro lateral en la curva 1), la disminución de la erosión es de 75 % y 66.7 en C1 y C2, respectivamente. Cuando se protegen las dos márgenes con muros laterales (escenario 22), la disminución de la erosión de la margen afectada aumenta en comparación con el escenario 17; mientras que la respuesta en la margen opuesta se

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

mantiene muy parecida. La Figura 8 presenta la comparación entre las secciones transversales en el momento inicial y el momento final de la modelación numérica tanto en la margen afectada como en la margen opuesta para escenarios seleccionados.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

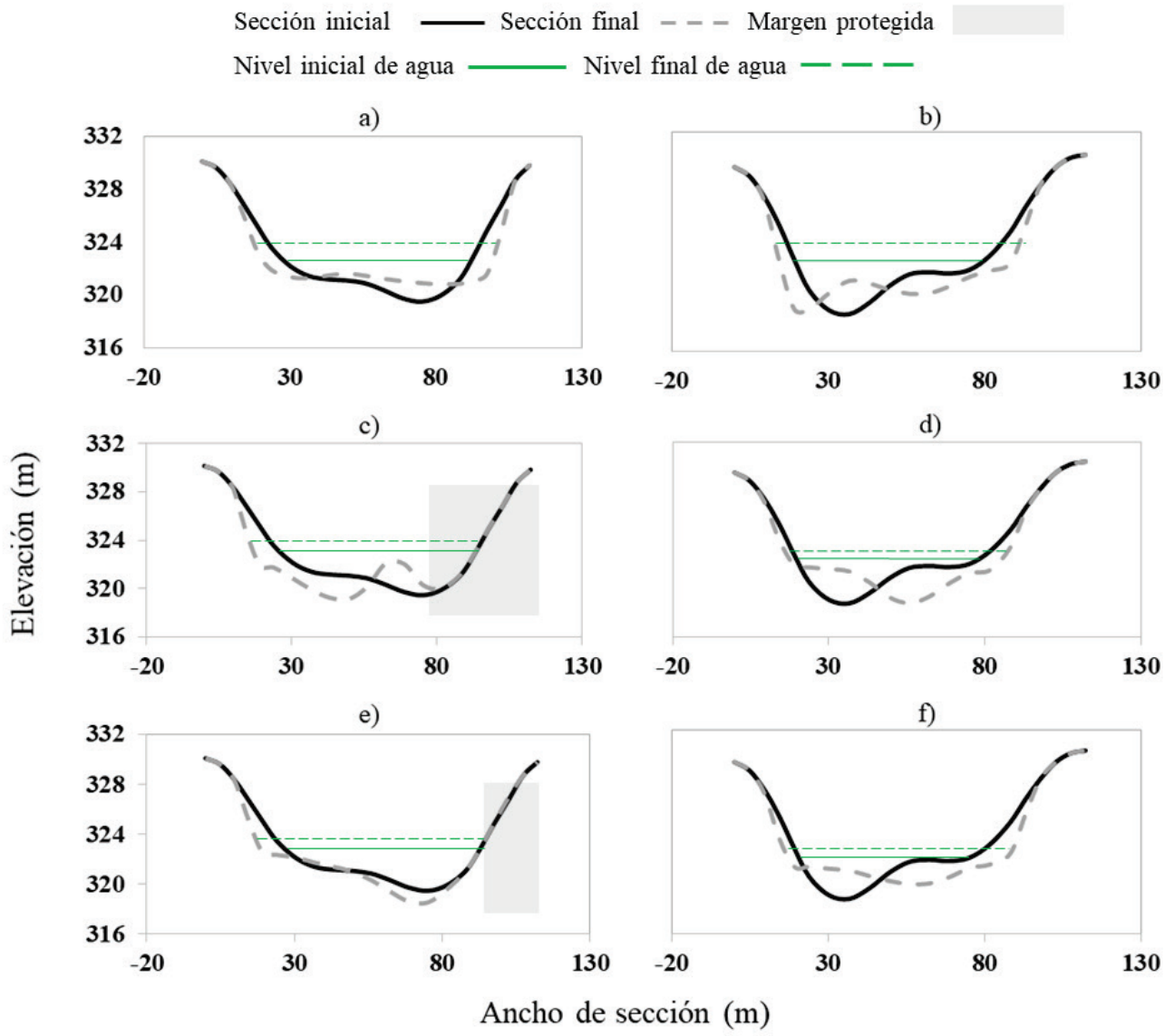


Figura 8. Secciones transversales (una margen protegida) del cauce de curvatura media en márgenes afectada (sección A-A') y opuesta (sección B-B'). Condiciones inicial y final para: a) sección A-A', escenario 12 (sin obras); b) sección B-B', escenario 12 (sin obras); c) sección A-A', escenario 16 (más efectivo); d) sección B-B', escenario 16 (más efectivo); e) sección A-A', escenario 13 (menos efectivo); f) sección B-B', escenario 13 (menos efectivo). La ubicación de las secciones se muestra en la Figura 4 y Figura 5.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

La Figura 8 (c, d, f) presenta las secciones transversales obtenidas en los escenarios 16 y 13, respectivamente. En estos escenarios se protege solo la margen afectada, siendo el escenario 16 el más efectivo y el escenario 13 el que registra menor reducción en la erosión. El efecto significativo entre el mejor (16) y el peor (13) escenario que solo protegen la margen afectada (C1) se presenta en la erosión detectada en ambas curvas, pues la diferencia observada del proceso de acreción en las curvas afectada y opuesta es mínima. Teniendo en cuenta los escenarios en los que se considera la protección de ambas márgenes del cauce, la Figura 9 (c, d) muestra las secciones transversales del caso más efectivo (escenario 21) y la Figura 9 (e, f) las correspondientes al menos efectivo (escenario 18).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

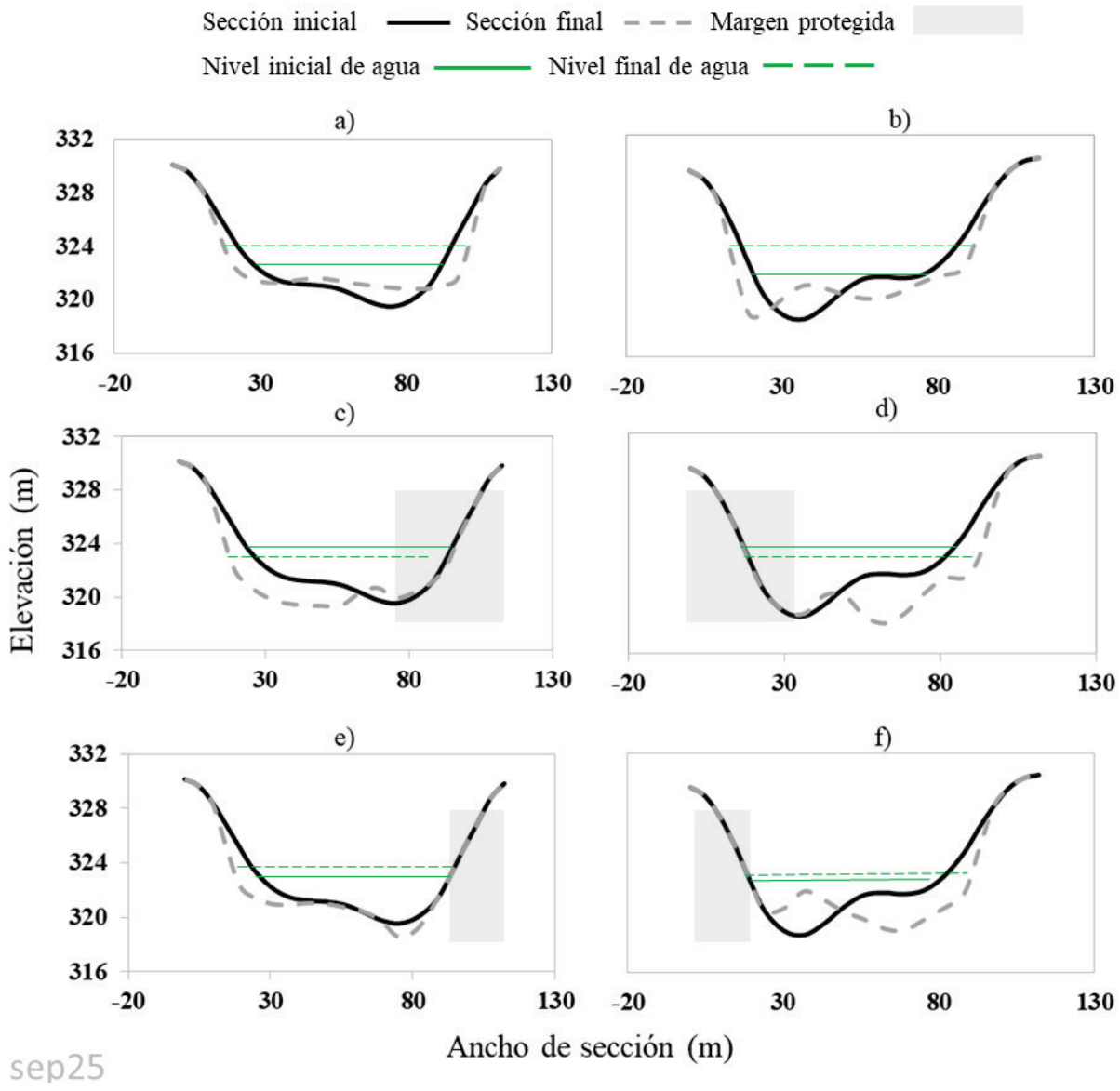


Figura 9. Secciones transversales (dos márgenes protegidas) del cauce de curvatura media en márgenes afectada (sección A-A') y opuesta (sección B-B'). Condiciones inicial y final para: a) sección A-A', escenario 12 (sin obras); b) sección B-B', escenario 12 (sin obras); c) sección A-A', escenario 21 (más efectivo); d) sección B-B', escenario 21 (más efectivo); e) sección A-A', escenario 18 (menos efectivo); f) sección B-B', escenario 18 (menos efectivo). La ubicación de las secciones se muestra en la Figura 4 y Figura 5.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

En términos locales (secciones transversales), la diferencia de los resultados de los escenarios mencionados no es significativa, sin embargo, a nivel de tramo, los procesos de erosión en las dos curvas son representativos. Se observa algo similar cuando se protegen ambas márgenes en cuanto a procesos de acreción: la diferencia de los resultados no solo es importante entre los escenarios que protegen las dos curvas (18 y 21) sino también cuando se comparan los resultados con los escenarios que protegen una sola curva (13 y 16). En resumen, observando los resultados reflejados en las secciones transversales, es válido mencionar que la intervención de las márgenes controla los procesos de erosión en los puntos intervenidos, sin embargo, con las secciones transversales no se puede evidenciar la evolución de los procesos de acreción de márgenes intervenidas; para evidenciar los efectos de las obras de protección sobre las márgenes se requiere la vista en planta del cauce.

La Figura 10 presenta la profundidad del flujo en condiciones iniciales y finales para los escenarios que protegen solo la margen afectada (escenarios 13 y 16). En las figuras 10e y 10f se valida lo ya mencionado: a mayor longitud y mayor grado de inclinación, el resultado en cuanto al control de la dinámica de márgenes mejora notablemente. Lo anterior, teniendo en cuenta que en la Figura 10d, en la curva 1, se observa un proceso de erosión mayor que lo mostrado en la Figura 10f. Cuando se protege solo la margen afectada se evidencia el desarrollo de procesos locales que pueden generar fenómenos de socavación posteriores.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

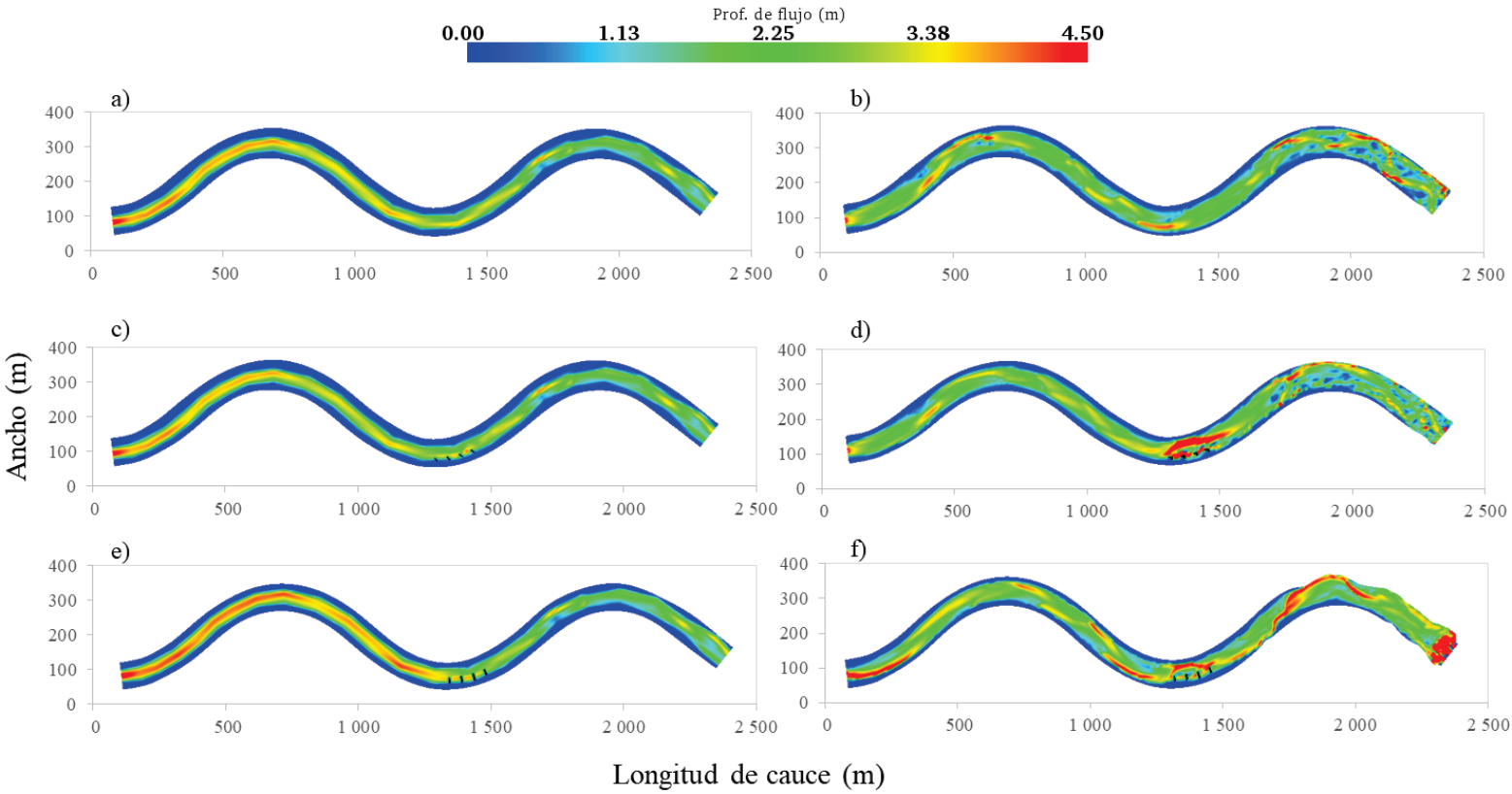


Figura 10. Comparación de la profundidad del flujo en el cauce de curvatura media cuando solo se protege la margen afectada. Condiciones inicial y final para: a) escenario 12 (inicial-sin obras); b) escenario 12 (final-sin obras); c) escenario 13 (inicial-menos efectivo); d) escenario 13 (final-menos efectivo); e) escenario 16 (inicial-más efectivo); f) escenario 16 (final-más efectivo). Flujo de izquierda a derecha.

En la Figura 11 se observa la profundidad de flujo cuando se protegen las dos márgenes del escenario 18 (11c y 11d) y escenario 21 (11e y 11f). A diferencia de lo evidenciado en la Figura 10, cuando se protegen las dos márgenes, se observa un control de la erosión a nivel de tramo (aguas abajo de la curva 1). En la Figura 11f se observa reducción

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

del lecho aguas abajo de la margen opuesta, en comparación con lo obtenido en la Figura 11e, por lo que se deduce que la intervención de esa zona desplaza los procesos identificados en las condiciones iniciales.

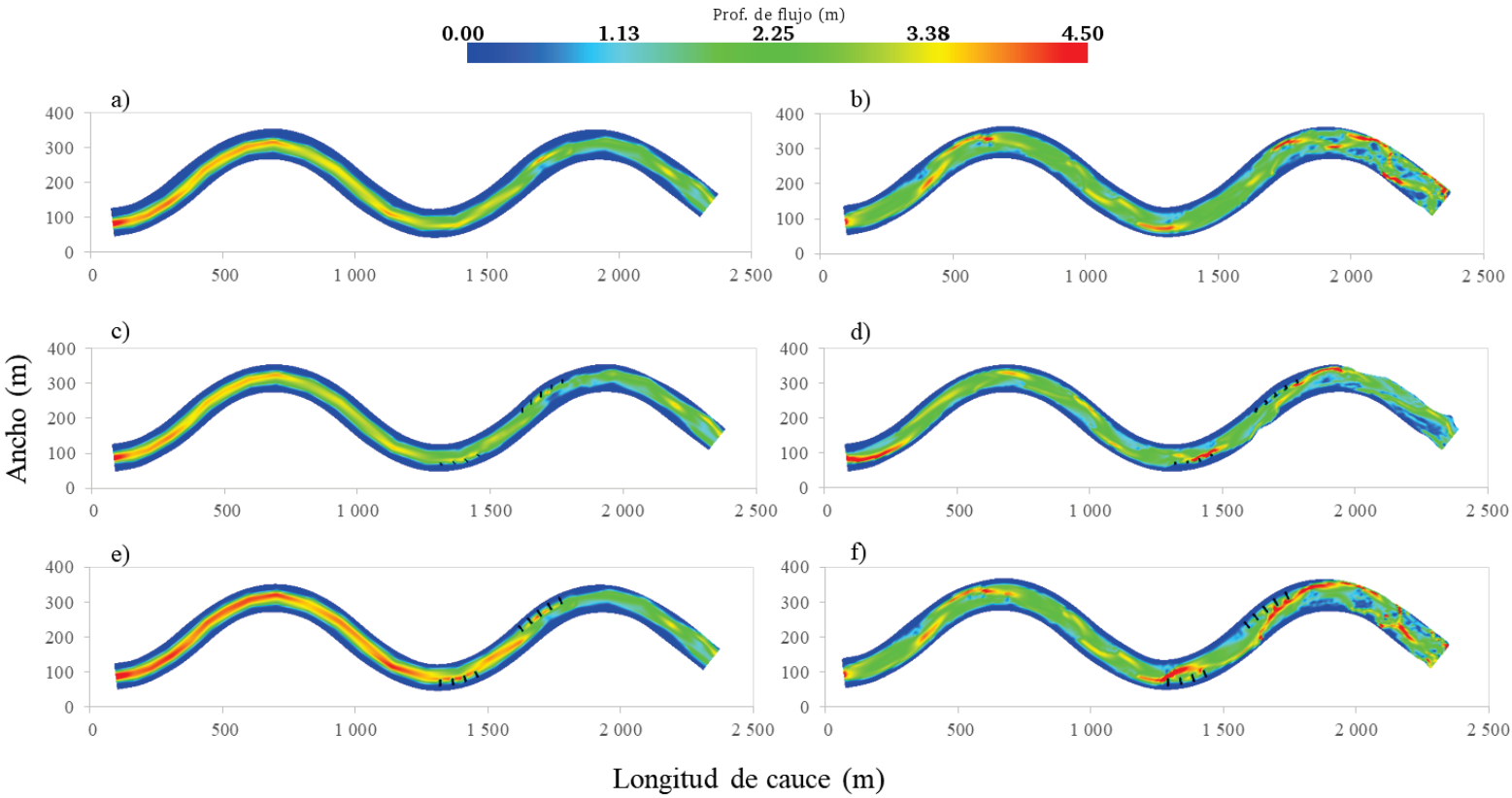


Figura 11. Comparación de la profundidad del flujo en el cauce de curvatura media cuando se protegen la margen afectada y la opuesta. Condiciones inicial y final para: a) escenario 12 (inicial-sin obras); b) escenario 12 (final-sin obras); c) escenario 18 (inicial-menos efectivo); d) escenario 18 (final-menos efectivo); e) escenario 21 (inicial-más efectivo); f) escenario21 (final-más efectivo). Flujo de izquierda a derecha.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

En la Figura 12 se presentan la profundidad del flujo y el número de Froude para los escenarios sin obras (12a y 12b); escenario más efectivo que protege solo C1, escenario 16 (12c y 12d); y el escenario más efectivo que protege ambas márgenes, escenario 21 (12e y 12f). Se evidencia que con la protección de ambas márgenes, la profundidad del flujo disminuye sustancialmente en las márgenes afectadas. En las figuras 12b, 12d y 12f se observa también una notable reducción del número de Froude en cercanías de las márgenes afectadas a lo largo del tramo de estudio. Es importante mencionar el incremento local del número de Froude al frente de los espigones propuestos en la margen opuesta del escenario 21 (Figura 12f).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

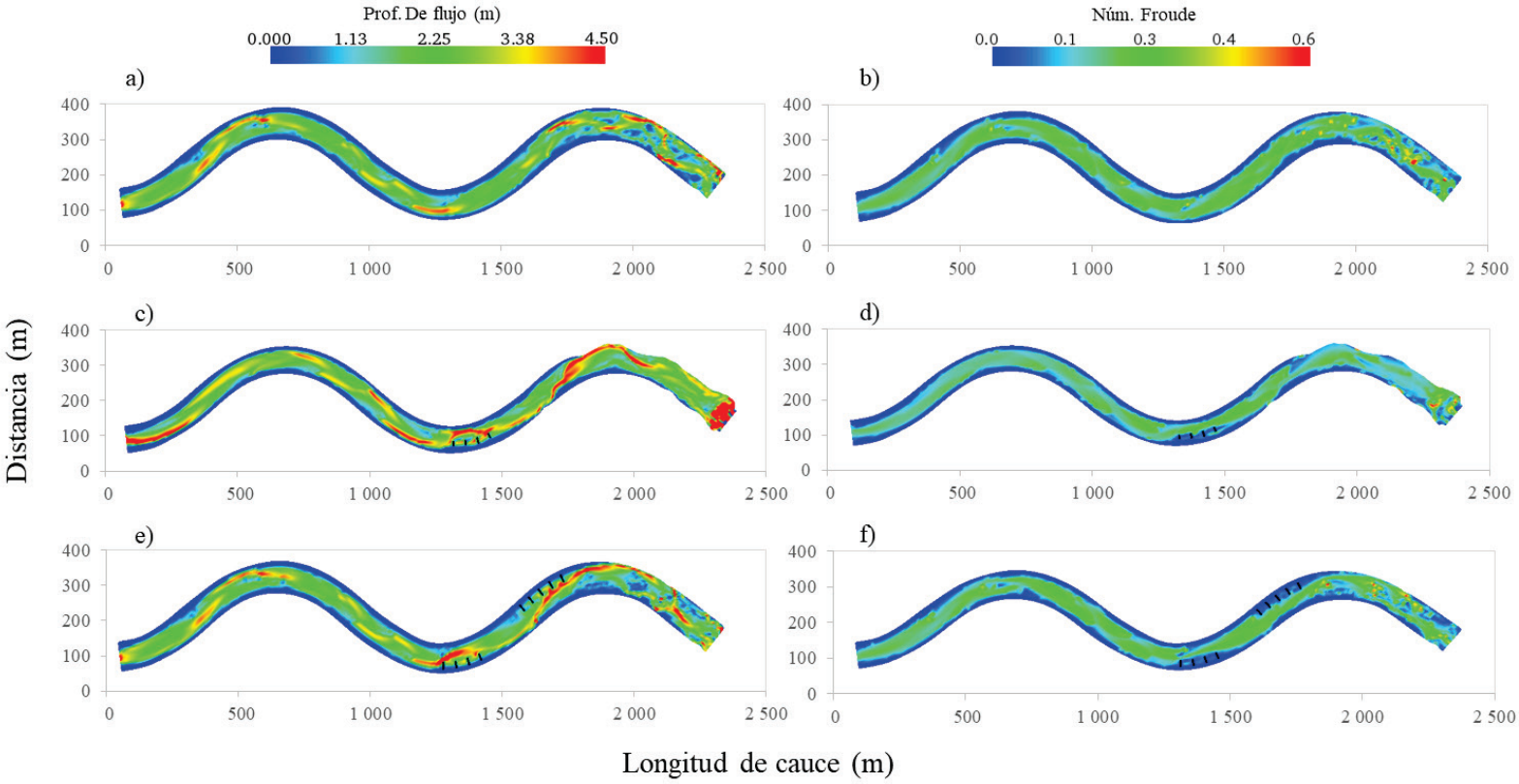


Figura 12. Comparación de la profundidad del flujo y el número de Froude en la condición final de los escenarios más efectivos: a) profundidad de flujo sin obras; b) número de Froude sin obras; c) profundidad de flujo, escenario 16; d) número de Froude, escenario 16; e) profundidad de flujo, escenario 21; f) número de Froude, escenario 21. Flujo de izquierda a derecha.

El comportamiento de la profundidad del flujo y la concentración de los vectores de velocidad en la zona central del canal observadas en nuestro trabajo (figuras 10 a 12) ratifican lo observado por Prasad *et al*. (2016), en donde el incremento de la velocidad y profundidad del flujo en el centro del canal se recomiendan para fines de navegabilidad.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

En la Figura 13 se presentan detalles de algunas zonas de los escenarios analizados en las figuras 10 a 12, resaltando los vectores de velocidad. En las figuras 13b y 13c se observa el cambio en la dirección de los vectores de velocidad generado por las obras de intervención. Asimismo, se puede apreciar cómo los vectores se ajustan al pasar los espigones. Aunque las velocidades permanecen relativamente bajas, alrededor de 1.27 m/s, en los escenarios sin intervenciones (Figura 13a), se evidencia que los vectores de velocidad se orientan directamente hacia las márgenes de interés, lo que induce los procesos de erosión observados.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

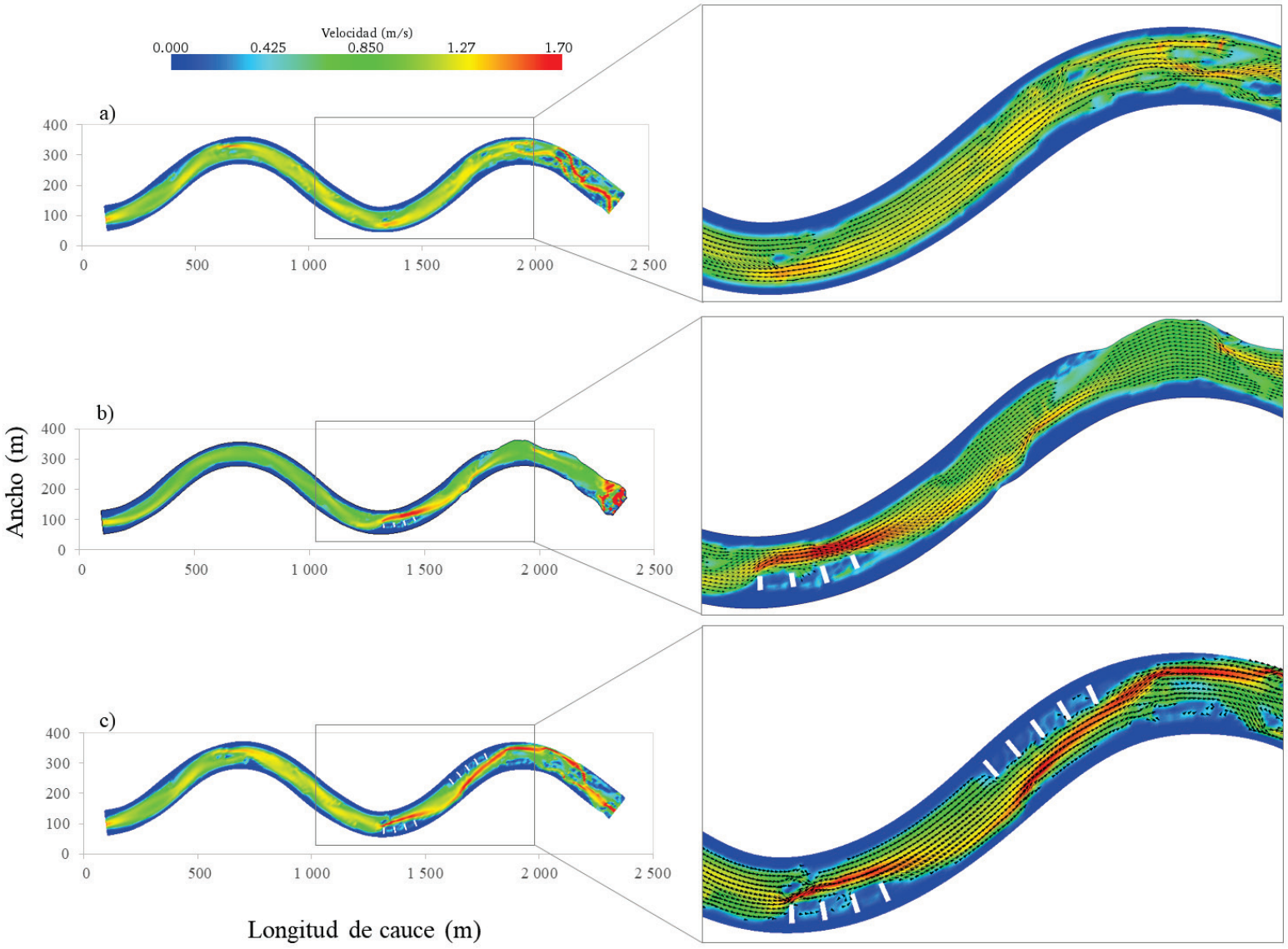


Figura 13. Magnitud y vectores de velocidad, en la condición final para: a) velocidad y vectores de velocidad sin obras; b) velocidad y vectores de velocidad, escenario 16; c) velocidad y vectores de velocidad, escenario 21. Flujo de izquierda a derecha.

La intervención mostrada en la Figura 13b contribuye de manera significativa a la reducción de la erosión en la margen intervenida; sin

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

embargo, esta figura enfatiza que los efectos erosivos se trasladan aguas abajo, afectando la margen opuesta. Además, se observa un incremento en la velocidad frente a la margen intervenida, fenómeno que podría modificar localmente la morfología del lecho del cauce. Con base en la distribución de los vectores de velocidad en la Figura 13c, se evidencia un aumento generalizado de la velocidad en el tramo de las márgenes intervenidas, con valores que oscilan entre 1.27 y 1.70 m/s. Estos valores se observan a lo largo de un tramo y no de manera puntual, lo que indica una alteración más uniforme en la dinámica de las márgenes intervenidas.

Conclusiones

Para observar y analizar la dinámica de las márgenes afectada y opuesta en un cauce intervenido con diferentes obras de protección, se realizaron modelaciones numéricas en dos dimensiones con un *software* de uso libre. Las simulaciones se realizaron con geometrías sintéticas considerando dos curvaturas: baja y media. Como obras de protección se incluyeron muros laterales y espigones con diferentes parámetros geométricos, interviniendo dos curvas del canal. Las obras de protección seleccionadas en este estudio reducen la erosión natural de las márgenes y confirman los hallazgos de estudios previos (Prasad *et al*., 2016), demostrando que la reducción de los procesos de erosión y el aumento de los procesos de acreción están directamente relacionados con la geometría (longitud y orientación) de las obras de protección (espigones). Además, se identifica que la longitud del rezago espacial de la erosión hacia aguas abajo de la zona afectada depende de la configuración en planta del cauce, lo cual en nuestro estudio se refleja en las curvaturas consideradas.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

Para las formas en planta consideradas, las mejores de obras de intervención se definen por espigones de longitud mínima equivalente al 30 % del ancho del cauce, con inclinaciones superiores a 90°. Sin embargo, nuestros resultados demuestran que en las aplicaciones prácticas es esencial considerar la implementación de diversos escenarios de intervención, adaptados a las características específicas de cada cauce, para asegurar la efectividad y durabilidad de las obras.

Nuestro estudio demuestra la necesidad de la evaluación de la respuesta morfológica que puede presentarse en la margen opuesta a una banca afectada por procesos erosivos debido al traslado de estos efectos hacia aguas abajo de la margen intervenida. Con las modelaciones realizadas se demuestra que considerar solo la protección y los efectos morfológicos de la margen afectada, sin considerar la margen opuesta y los sectores aguas abajo de la intervención puede incurrir en respuestas morfológicas indeseadas posteriores. Esto sugiere que los modelos hidrodinámicos empleados en los procesos de diseño deben cubrir una longitud considerable tanto hacia aguas arriba, para representar las condiciones del flujo de acceso, como hacia aguas abajo, para evaluar los posibles impactos de las obras propuestas en la morfología del tramo de río en estudio.

Los resultados obtenidos de los escenarios que consideran la protección de ambas márgenes evidencian, además de una reducción significativa de la erosión en la margen opuesta, cambios notables aguas arriba (zona afectada), en comparación con los resultados observados cuando solo se protege una margen. En los casos en los que ambas márgenes son protegidas con muros laterales, la respuesta morfológica del canal es similar a la observada en las intervenciones con espigones, dado que los principales cambios ocurren en la zona intervenida (la

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

margen afectada). No obstante, nuestros resultados también evidencian que la intervención mediante espigones es más eficiente en términos de control de la erosión en comparación con los muros laterales, lo que sugiere que los espigones son una opción más efectiva para mitigar los efectos negativos sobre la dinámica fluvial. Sin embargo, es importante resaltar que los espigones —o cualquier tipo de intervención que concentre radicalmente el flujo en la parte central del cauce— pueden generar una degradación importante del lecho del cauce a largo plazo, aspecto que también se recomienda se evalúe en los procesos de diseño de estas estructuras hidráulicas.

Aunque los espigones han demostrado ser efectivos para controlar la erosión local en determinadas áreas del cauce, se ha observado que su configuración (longitud, ángulo de inclinación y disposición espacial) influye en la redistribución de los flujos y en la migración de las bancas. Es necesario realizar investigaciones adicionales que consideren diferentes configuraciones geométricas de los espigones, así como su combinación con otras estructuras de protección (como diques o barreras transversales), a fin de identificar la disposición más eficiente para cada tipo de cauce.

Investigaciones futuras podrían enfocarse en el estudio de los tipos de cimentación (profunda, superficial, mixta) más eficientes para las estructuras hidráulicas analizadas y su resistencia ante eventos climáticos extremos, aspecto que no se ha abordado en el presente estudio. El trabajo futuro puede abordar también la integración de modelos morfodinámicos con enfoques ecológicos, desarrollando herramientas que permitan evaluar simultáneamente los efectos hidrosedimentológicos y ecológicos de la construcción de obras de protección. Por último, la incorporación de datos en tiempo real, como el uso de sensores remotos

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 72-122. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-03

y monitoreo permanente de los parámetros fluviales, permitirá una mayor precisión en la validación de los modelos y en la toma de decisiones para la gestión fluvial.

Referencias

Abad, J. D., & García, M. H. (2005). Hydrodynamics in kinoshita-generated meandering bends: Importance for river-planform evolution. In: *Procedures, 4th IAHR Symp. on River, Coastal and Estuarine Morphodynamics, RCEM* (pp. 761-771). https://doi.org/10.1201/9781439833896.ch83

Akbari, M., Vaghefi, M., & Chiew, Y.-M. (2021). Effect of T-shaped spur dike length on mean flow characteristics along a 180-degree sharp bend. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, *69*(1), 98-107. https://doi.org/10.2478/johh-2020-0045

Beck, S. M. (1988). *Computer-simulated deformation of meandering river patterns* (Doctoral Thesis). Minneapolis-Saint Paul: University of Minnesota, USA. https://www.proquest.com/openview/829892ff4a3eee2d2bd34e337a5ae777/1?pq-origsite=gscholar&cbl=18750&diss=y

Bermúdez, J. (2013). Geometrías sintéticas en estudios morfodinámicos. *Revista de Geografia e Ordenamento do Território*, *4*(1), 29-45.

Brown, R., Pasternack, G., & Wallender, W. (2014). Synthetic river valleys: Creating prescribed topography for form–process inquiry and river rehabilitation design. *Geomorphology*, *214*, 40-55. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2014.02.025

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Chabokpour, J. (2024). Numerical simulation of optimum groyne arrangement for preventing bank erosion (Case study of Ghezel-Ozan River. *Research Square*, 1-24. https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-4623183/v1

De Boer, D., Hassan, M., MacVicar, B., & Stone, M. (2005). Recent (1999--2003) Canadian research on contemporary processes of river erosion and sedimentation, and river mechanics. *Hydrological Processes: An International Journal*, *19*(1), 265-283. https://doi.org/10.1002/hyp.5767

Evangelista, S., Giovinco, G., & Kocaman, S. (2017). A multi-parameter calibration method for the numerical simulation of morphodynamic problems. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, *65*(2), 175-182. https://doi.org/10.1515/johh-2017-0014

Ferguson, R. I. (2012). River channel slope, flow resistance, and gravel entrainment thresholds. *Water Resources Research*, *48*(5). https://doi.org/10.1029/2011WR010850

Gilbert, G. K. (1917). *Hydraulic-mining debris in the Sierra Nevada* (105 ed.). US Government Printing Office. https://books.google.com.co/books?hl=es&lr=&id=D3TnAAAAMAAJ&oi=fnd&pg=PA146&dq=Gilbert,+G.+K.+(1917).+Hydraulic-mining+debris+in+the+Sierra+Nevada.+US+Government+Printing+Office.+&ots=Ge7zxxnjpp&sig=t3ROHetBYXsAlZ9fAeurkcJ4y6k&redir_esc=y#v=

Gisonni, C., & Willi, H. (2008). Spur failure in river engineering. *Journal of Hydraulic Engineering,* *134*(2), 135-145. https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2008)134:2(135)

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Gregory, K. J. (2006). The human role in changing river channels. *Geomorphology*, *79*(3-4), 172-191. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.06.018

Güneralp, İ., Abad, J. D., Zolezzi, G., & Hooke, J. (2012). Advances and challenges in meandering channels research. *Geomorphology*, *163*, 1-9. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2012.04.011

Jianchun, H., Greimann, B. P., & Randle, T. J. (2014). Modelling of meander migration in an incised channel. *International Journal of Sediment Research*, *29*(4), 441-453. https://doi.org/10.1016/S1001-6279(14)60058-5

Kinoshita, R. (1961). Investigation of channel deformation in Ishikari River. *Report of Bureau of Resources*, *174*.

Leopold, L. B., & Langbein, W. B. (1966). River meanders. *Scientific American*, *214*(6), 60-73. https://doi.org/10.1038/scientificamerican0666-60

Lesser, G. R., Roelvink, J., van Kester, J., & Stelling, G. (2007). Development and validation of a three-dimensional morphological model. *Coastal Engineering*, *51*(8-9), 883-915. https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2004.07.014

Meade, R. H., & Moody, J. A. (2009). Causes for the decline of suspended-sediment discharge in the Mississippi River system. *Hydrological Processes*, 35-49. https://doi.org/10.1002/hyp.7477

Morgan, J. A., Kumar, N., Horner-Devine, A. R., Ahrendt, S., Istanbullouglu, E., & Bandaragoda, C. (2020). The use of a morphological acceleration factor in the simulation of large-scale fluvial morphodynamics. *Geomorphology*, *356*, 107088. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2020.107088

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Motta, D., Abad, J. D., Langendoen, E. J., & García, M. H. (2012). A simplified 2D model for meander migration with physically-based bank evolution. *Geomorphology*, *163*, 10-25. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2011.06.036

Nelson, J. M., Shimizu, Y., Abe, T., Asahi, K., Gamou, M., Inoue, T. *et al*. (2016). The international river interface cooperative: Public domain flow and morphodynamics software for education and applications. *Advances in Water Resources, 93*, 62-74. https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2015.09.017

Oberkampf, W. L., Trucano, T. G., & Hirsch, C. (2004). Verification, validation, and predictive capability in computational engineering and physics. *Applied Mechanics Reviews*, *57*(5), 345-384. https://doi.org/10.1115/1.1767847

Overeem, I., Kettner, A., & Syvitski, J. (2013). 9.40 Impacts of humans on river fluxes and morphology. *Treatise of Geomorphology*, *9*, 828-842. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374739-6.00267-0

Parker, G., & Andrews, E. D. (1986). On the time development of meander bends. *Journal of Fluid Mechanics*, *162*, 139-156. https://doi.org/10.1017/S0022112086001970

Parker, G., Diplas, P., & Akiyama, J. (1983). Meander bends of high amplitude. *Journal of Hydraulic Engineering*, *109*(10), 1323-1337. https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1983)109:10(1323)

Prasad, S. K., Indulekha, K., & Balan, K. (2016). Analysis of groyne placement on minimising river bank erosion. *Procedia Technology*, *24*, 47-53. https://doi.org/10.1016/j.protcy.2016.05.008

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Rodriguez-Iturbe, I., & Rinaldo, A. (2001). *Fractal river basins: Chance and Self-Organization.* Cambridge University Press. https://hdl.handle.net/11577/3178351

Shoarinezhad, V., Wieprecht, S., & Haun, S. (2020). Comparison of local and global optimization methods for calibration of a 3D morphodynamic model of a curved channel. *Water*, *12*(5), 1333. https://doi.org/10.3390/w12051333

Thomann, R. V. (1998). The future "golden age" of predictive models for surface water quality and ecosystem management. *Journal of Environmental Engineering*, *124*(2), 94-103. https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1998)124:2(94)

Vargas-Luna, A., Duró, G., Crosato, A., & Uijttewaal, W. (2019). Morphological adaptation of river channels to vegetation establishment: A laboratory study. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, *124*(7), 1981-1995. https://doi.org/10.1029/2018JF004878

Xu, D., & Bai, Y. (2013). Experimental study on the bed topography evolution in alluvial meandering rivers with various sinuousnesses. *Journal of Hydro-environment Research*, *7*(2), 92-102. https://doi.org/10.1016/j.jher.2012.06.003

Yen, B. C. (1992). Dimensionally homogeneous Manning's formula. *Journal of Hydraulic Engineering*, *118*(9), 1326-1332. https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1992)118:9(1326)

Zhang, P., Yang, S., Hu, J., Li, W., Xuhui, F., & Li, D. (2020). A new method for extracting spanwise vortex from 2D particle image. *Journal of Hydrology and Hydromechaniscs*, *68*(3), 242-248. https://doi.org/10.2478/johh-2020-0020

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-04

Artículos

Efectos de levonorgestrel como contaminante de preocupación emergente en el agua: una revisión

Effects of levonorgestrel as contaminant of emerging concern in water: A review

Andrea Paola Cervantes-Venegas[1], ORCID: https://orcid.org/0009-0003-9839-9477

Miguel Ángel Ramos-López[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-7105-5039

Juan Campos-Guillén[3], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-7117-6781

Aldo Amaro-Reyes[4], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-6520-5742

Carlos Eduardo Zavala-Gómez[5], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-9416-0608

Janet Ledesma-García[6], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-0677-4280

José Alberto Rodríguez-Morales[7], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-4532-9665

[1]Facultad de Química, Universidad Autónoma de Querétaro, Querétaro, México, acervantes08@alumnos.uaq.mx

[2]Facultad de Química, Universidad Autónoma de Querétaro, Querétaro, México, agromyke@yahoo.com

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

[3]Facultad de Química, Universidad Autónoma de Querétaro, Querétaro, México, juan.campos@uaq.mx

[4]Facultad de Química, Universidad Autónoma de Querétaro, Querétaro, México, aldoamaro@gmail.com

[5]Facultad de Química, Universidad Autónoma de Querétaro, Querétaro, México, eduardo.zavala@uaq.mx

[6]División de Investigación y Posgrado, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Querétaro, Querétaro, México, janet.ledesma@uaq.mx

[7]Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Querétaro, Querétaro, México, josealberto970@hotmail.com

Autor para correspondencia: José Alberto Rodríguez-Morales, josealberto970@hotmail.com

Resumen

La contaminación del agua constituye un riesgo significativo para la salud humana y para los ecosistemas acuáticos. Entre los contaminantes presentes en este recurso se encuentran los contaminantes de preocupación emergente (CPE), compuestos no regulados que, aun en bajas concentraciones, pueden generar efectos adversos en los organismos. Uno de ellos es el levonorgestrel (LNG), una progestina sintética ampliamente utilizada en medicina humana y veterinaria, cuya principal vía de ingreso al medio acuático es la descarga de aguas residuales, dado que cerca del 70 % del compuesto se excreta por orina y heces. El LNG ha sido detectado en cuerpos de agua de países como España, Canadá, México, Malasia y EUA, en concentraciones que varían

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

entre 0.11 y 88 ng/l. A estos niveles puede causar masculinización en peces, alteraciones en talla y peso, y disrupciones en los ciclos reproductivos. Los procesos convencionales de tratamiento de agua resultan poco eficientes para su eliminación, lo que hace necesario recurrir a técnicas de filtración avanzada o a procesos avanzados de oxidación. Este trabajo presenta una revisión bibliográfica sobre el LNG como contaminante emergente, abordando sus características, su presencia en el ambiente, los efectos reportados en organismos acuáticos, las principales técnicas de detección y los procesos de remoción más estudiados.

Palabras clave: contaminación del agua, agua residual, tratamiento del agua, producto farmacéutico, levonorgestrel, medio ambiente acuático, higiene ambiental, estudio bibliográfico.

Abstract

Water pollution poses a significant risk to human health and aquatic ecosystems. Among the contaminants present in this resource are emerging contaminants (ECs), unregulated compounds that, even at low concentrations, can produce adverse effects on organisms. One of them is levonorgestrel (LNG), a synthetic progestin widely used in human and veterinary medicine. Its main pathway into the aquatic environment is through wastewater discharges, since approximately 70 % of the compound is excreted via urine and feces. LNG has been detected in water bodies from countries such as Spain, Canada, Mexico, Malaysia, and the United States, in concentrations ranging from 0.11 to 88 ng/l. At these levels, it can cause fish masculinization, changes in size and weight, and disruptions in reproductive cycles. Conventional wastewater treatment

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

processes are not efficient in removing this type of contaminant, making it necessary to apply advanced filtration techniques or advanced oxidation processes. This work presents a literature review on LNG as an emerging contaminant, addressing its characteristics, environmental occurrence, reported effects on aquatic organisms, main detection techniques, and the most studied removal processes.

Keywords: water pollution, waste water, water treatment, pharmaceuticals, levonorgestrel, aquatic environment, environmental health, literature reviews.

Recibido: 30/06/2025

Aceptado: 07/10/2025

Publicado *ahead of print*: 05/11/2025

Versión final: 01/07/2026

Introducción

El agua es un recurso indispensable para la vida humana y acuática. Sin embargo, la industrialización y urbanización han incrementado su demanda y, con ello, la contaminación de este recurso (Panhwar *et al*., 2024). El uso del agua en actividades industriales, domésticas, hospitalarias y recreativas genera contaminantes de diversa índole, entre ellos los contaminantes de preocupación emergente (CPE). Estos conforman un amplio grupo de sustancias que, al no estar reguladas ni monitoreadas, suscitan preocupación porque, incluso en concentraciones muy bajas, pueden provocar efectos adversos en el ambiente. Existen distintas clasificaciones de los CPE, pero la mayoría incluye productos de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

cuidado personal, fármacos, microplásticos, desechos de la industria química, retardantes de fuego, agroquímicos y disruptores endocrinos (Đurišić-Mladenović *et al*., 2024; Li *et al*., 2024a).

Los disruptores endocrinos son compuestos que afectan el sistema endocrino en humanos y animales, principalmente porque alteran la producción, liberación y transporte de las hormonas, lo que puede desestabilizar el metabolismo (Piekutin *et al*., 2025). Las hormonas se consideran disruptores endocrinos debido a que, incluso en concentraciones pequeñas, generan cambios en el sistema endocrino (Rosendaal *et al*., 2003) y afectan el crecimiento, el desarrollo, la diferenciación sexual y la reproducción de los organismos (Rodríguez-Hernández *et al*., 2022; Varticovski *et al*., 2022). Las hormonas se utilizan en humanos para tratamientos de alergias, asma, problemas de la piel y como métodos anticonceptivos. En veterinaria, se emplean para tratar problemas reproductivos, y para preparar animales donantes y receptores en la transferencia de embriones. Una clasificación de las hormonas las divide en naturales, como la estrona y el 17β-estradiol, y sintéticas, como el 17α-etinilestradiol y el levonorgestrel (LNG) (Almazrouei *et al*., 2023).

El levonorgestrel (LNG) es una progestina sintética utilizada principalmente como método anticonceptivo. La presentación más común de LNG es la píldora anticonceptiva de emergencia, pero también se encuentra en formatos como el implante subdérmico, el dispositivo intrauterino y en combinación con otros compuestos en anticonceptivos de 28 días. Normalmente, el LNG se emplea para evitar el embarazo después de tener relaciones sexuales sin un método anticonceptivo físico o por la falla de este. Su mecanismo de acción consiste en la inhibición de la ovulación, además de generar cambios en el útero que dificultan la implantación del óvulo. Se estima que, en EUA, al menos el 20 % de las

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 123-170. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-04

mujeres lo ha utilizado alguna vez, mientras que en España, Portugal, Ghana y Turquía este porcentaje varía entre el 26 y 31 %. En México, el 11.5 % de las mujeres ha empleado un método anticonceptivo que incluye LNG (Endler *et al*., 2022; INEGI, 2023; Calderón-Carabajo *et al*., 2024).

Los contaminantes de preocupación emergente (CPE) ingresan al medio acuático por diferentes rutas, sobre todo a través de la descarga de aguas residuales industriales, domésticas y hospitalarias. El levonorgestrel (LNG) y varios productos de cuidado personal llegan al agua porque no son completamente metabolizados en el cuerpo, y alrededor del 70 % se excreta por orina y heces (Vázquez-Tapia *et al*., 2022; Almazrouei *et al*., 2023).

El proceso de tratamiento de agua residual consta de un tratamiento preliminar, uno primario y otro secundario. El objetivo de estos procesos es la remoción de metales pesados, materia orgánica y la desinfección (Rodríguez-Hernández *et al*., 2022; Shamshad & Rehman, 2025). La infraestructura actual de las plantas de tratamiento de agua residual (PTAR) no es suficientemente eficiente para la remoción de los contaminantes de preocupación emergente (CPE). Además, los CPE poseen características que los hacen persistentes en el agua: la mayoría presenta un bajo coeficiente de partición octanol-agua y alta hidrofobicidad (Dias *et al*., 2023), lo que dificulta su degradación en las PTAR. Por ello, incluso en el efluente de estas plantas se detectan dichos contaminantes (Meena *et al*., 2025).

Algunas de las técnicas de detección utilizadas son la cromatografía de líquidos de alta resolución (HPLC) y la cromatografía líquida de ultra alto rendimiento (UPLC), con detectores de diodos y fluorescencia. También se emplean biosensores, que usan moléculas capaces de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 123-170. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-04

responder a contaminantes específicos (Rodríguez-Hernández *et al*., 2022; Calus-Makowska *et al*., 2023).

El levonorgestrel (LNG) ha sido detectado en diferentes cuerpos de agua en países como Canadá, Portugal, Malasia y México, en concentraciones que varían entre 0.11 y 88.3 ng/l (Goeury *et al*., 2022; Garduño-Jiménez *et al*., 2023; Morais *et al*., 2023; Arumugam *et al*., 2025; Munzhelele *et al*., 2025). Con estas concentraciones, el LNG puede generar diversos efectos en especies acuáticas. En peces como *Pimephales promelas* (carpa cabezona), *Danio rerio* (pez cebra) y *Menidia beryllina* provoca aumento de peso y talla, disminución en la producción de huevos, reducción en los niveles de estradiol y testosterona, y alteraciones en el metabolismo proteico y en la síntesis de otras moléculas (Runnalls *et al*., 2015; Madesh *et al*., 2024; Mukherjee & Maitra, 2024). En moluscos como *Ruditapes decussatus*, el LNG afecta los niveles de enzimas antioxidantes (Li *et al*., 2024b).

Ya se mencionó que los procesos convencionales de tratamiento de agua no son eficientes para la remoción de contaminantes de preocupación emergente (CPE), por lo que aún pueden encontrarse en efluentes de plantas de tratamiento y en otros cuerpos de agua. Para hacer más eficiente su eliminación es necesario emplear tratamientos complementarios, como adsorción, floculación, filtraciones avanzadas, tratamientos biológicos o procesos de oxidación avanzada, entre ellos la ozonización (Angel-Ospina & Machuca-Martínez, 2022), el ultrasonido en combinación con $KMnO_4$, la fotocatálisis y los procesos Fenton (Broséus *et al*., 2009; Xiao-Yan *et al*., 2015; Rodríguez-Hernández *et al*., 2022; Farooq *et al*., 2023; Bayode *et al*., 2024; Gebru & Werkneh, 2024; Hübner *et al*., 2024).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

El objetivo de este trabajo fue llevar a cabo una revisión bibliográfica sobre el levonorgestrel (LNG), identificando sus características, fuentes de contaminación e ingreso al medio acuático; las concentraciones en las que se ha detectado; las técnicas de detección y los posibles procesos de remoción, además de revisar sus efectos en los organismos acuáticos.

Objetivo general

Realizar una revisión bibliográfica sobre el levonorgestrel (LNG), abarcando sus características, presencia en el ambiente, efectos en los organismos acuáticos, técnicas de detección y procesos de remoción.

Objetivos específicos

- Identificar las características fisicoquímicas del levonorgestrel (LNG).
- Identificar las principales fuentes de contaminación que favorecen el ingreso del levonorgestrel al medio acuático.
- Compilar las concentraciones de levonorgestrel reportadas a nivel nacional e internacional.
- Examinar los efectos del levonorgestrel en diferentes especies acuáticas.
- Revisar las metodologías analíticas empleadas para la detección y cuantificación del levonorgestrel en agua.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 123-170. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-04

Materiales y métodos

Se hizo una búsqueda sistemática de literatura científica con el objetivo de recopilar información sobre el levonorgestrel (LNG) como contaminante de preocupación emergente. La búsqueda se llevó a cabo en las bases de datos Elsevier, Springer, *Multidisciplinary Digital Publishing Institute* (MDPI) y *Google Scholar*.

Se consideraron artículos publicados entre 2012 y 2025 en inglés y en español. Como criterios de inclusión se seleccionaron:

- Artículos de revisión y artículos científicos.
- Publicaciones de acceso abierto.
- Estudios relacionados con las características fisicoquímicas del LNG, su presencia ambiental, los efectos en organismos acuáticos, las técnicas de detección y los procesos de remoción.

Como criterios de exclusión se descartaron:

- Documentos duplicados.
- Publicaciones sin acceso abierto.
- Artículos que no presentaban relación directa con el tema de estudio.

La búsqueda se efectuó de enero a junio de 2025, y se obtuvieron 139 documentos revisados, de los cuales 77 cumplieron con los criterios de selección y se analizaron en este trabajo.

Contaminación del agua

La contaminación del agua es uno de los problemas ambientales más serios a nivel global, pues este recurso es esencial para la vida y el

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 123-170. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-04

desarrollo de los seres vivos. Factores como el cambio climático, el crecimiento industrial y la rápida urbanización han reducido la cantidad de agua disponible en condiciones adecuadas para el consumo humano y para la estabilidad de los ecosistemas acuáticos.

El aumento de las actividades agrícolas, domésticas, industriales y hospitalarias ha provocado la liberación de una gran variedad de contaminantes en ríos, lagos y aguas subterráneas. Entre ellos se encuentran los contaminantes de preocupación emergente (CPE), un grupo de sustancias que, aunque no están sujetos a regulaciones ni a supervisión sistemática, se han detectado en concentraciones bajas capaces de generar efectos adversos en los organismos acuáticos y en la salud humana.

En este contexto, resulta crucial profundizar en el estudio de los CPE, sus fuentes de emisión, su persistencia en el medio ambiente y las alternativas tecnológicas que permitan mejorar su eliminación en las plantas de tratamiento de aguas residuales (Kumar *et al*., 2024; Nelson *et al*., 2025).

La agricultura es la actividad con mayor consumo de agua a nivel global, y genera contaminantes como plaguicidas y fertilizantes. La industria también consume grandes cantidades de agua y, en sus efluentes, pueden encontrarse contaminantes como solventes tóxicos, así como sustancias orgánicas e inorgánicas. La actividad doméstica representa otra fuente importante de contaminación debido a los químicos empleados en labores de limpieza y en productos de cuidado personal (Lin *et al*., 2022; Mendoza-Retana *et al*., 2022; Babuji *et al*., 2023).

En la Figura 1 se muestra la forma en que los contaminantes de preocupación emergente (CPE) llegan a los cuerpos de agua: los

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 123-170. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-04

contaminantes generados por la actividad agrícola terminan en el medio acuático a través de las escorrentías, mientras que los procedentes de actividades domésticas e industriales ingresan mediante las descargas de aguas residuales (Kumar *et al*., 2024; Das & Raj, 2025).

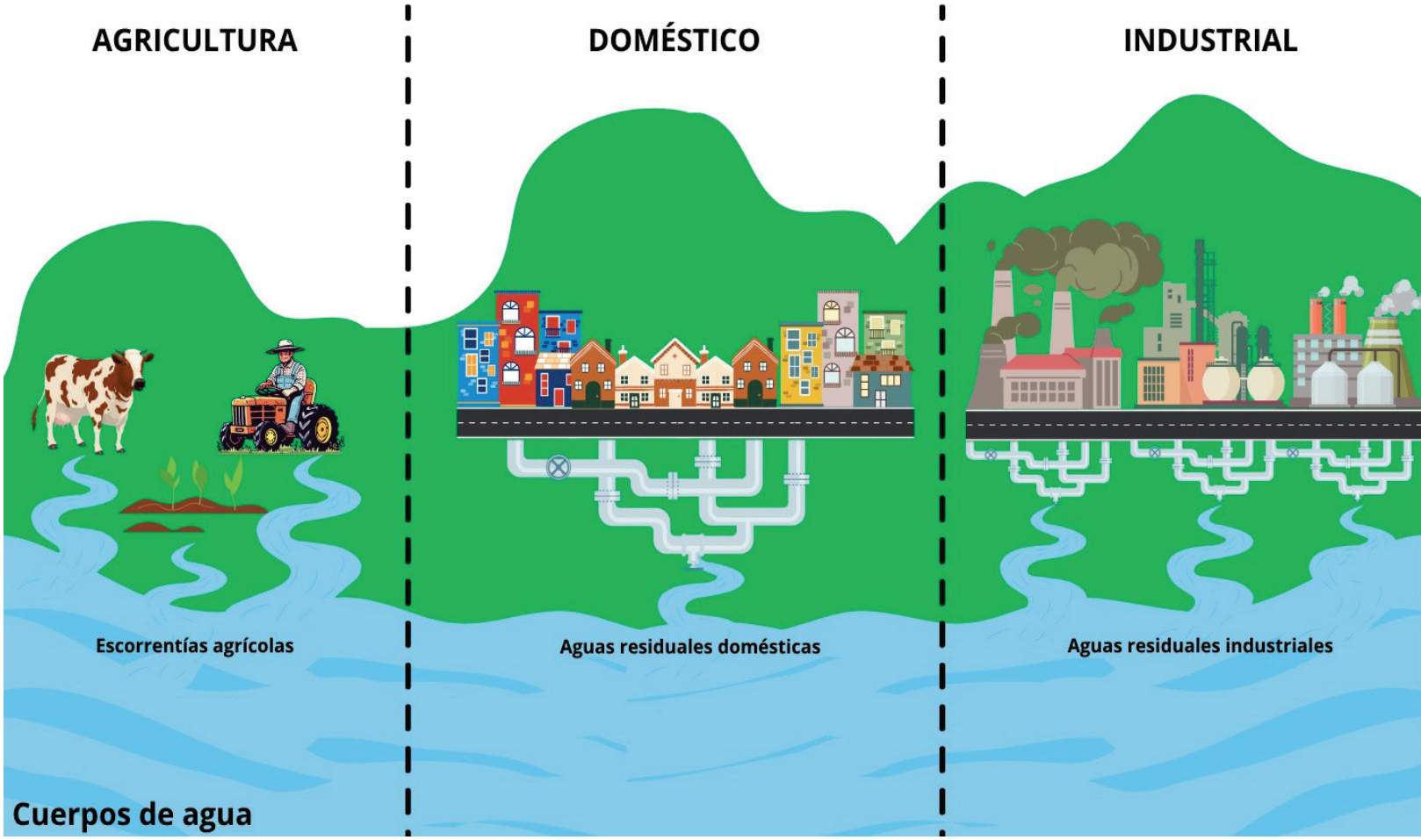


Figura 1. Medios de entrada de contaminantes de las principales actividades consumidoras de agua. Modificado de Kumar *et al*. (2024).

Por otra parte, se han reportado contaminantes presentes en bajas concentraciones en el agua, conocidos como contaminantes emergentes o contaminantes de preocupación emergente (CPE) (Meena *et al*., 2025).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

Contaminantes de preocupación emergente

Los contaminantes de preocupación emergente (CPE) son sustancias naturales o sintéticas cuya presencia en el ambiente no es monitoreada; sin embargo, incluso en bajas concentraciones pueden generar efectos negativos en los animales y en la salud humana (Fdez-Sanromán *et al*., 2025). Entre los principales tipos de CPE están fármacos, plaguicidas, colorantes, cosméticos, microplásticos, químicos industriales y disruptores endocrinos (Nelson *et al*., 2025).

En la Tabla 1 se presenta una breve descripción de los grupos de CPE, los tipos de productos en los que se emplean y algunos ejemplos representativos.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 123-170. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-04

Tabla 1. Grupos de contaminantes de preocupación emergente, tipos de contaminantes y ejemplos.

Grupo	Descripción	Tipos	Ejemplos	Referencia
Fármacos	Productos farmacéuticos, de venta libre o con receta, empleados en el tratamiento y prevención de enfermedades	Antibióticos	Trimetoprim Claritromicina Amoxicilina Sulfametoxazol Sulfanilamida Sulfadimetoxina Ofloxacino	Osuoha *et al* (2025) Letsoalo *et al*. (2023) Das y Raj (2025)
		Antirretrovirales	Atazanavir Nevirapina Ritonavir Efavirenz Lopinavir Lamivudina Aciclovir	
		Quimioterapéuticos	Mitomicina Fluorouracilo	
		Analgésicos	Naproxeno Ibuprofeno Diclofenaco	
		Antidepresivos	Amitriptilina Venlafaxina Oxazepam Clorpromazina Fluoxetina	

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 123-170. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-04

Grupo	Descripción	Tipos	Ejemplos	Referencia
Productos de cuidado personal	Sustancias utilizadas en el cuerpo humano para higiene y belleza	Cosméticos	2-etilhexil-4-metoxicinamato	Puebla-Barragán y Reid (2021) Lozano *et al*. (2022) Wang *et al*. (2024)
		Productos de limpieza	Cloro Formaldehído Pentaclorofenol	
Químicos industriales	Sustancias utilizadas o generadas en procesos industriales	Metales pesados	Mercurio Plomo	Wang *et al*. (2024) Li *et al*. (2024a)
		Compuestos orgánicos volátiles	Benceno Tolueno Xileno	
		Retardantes de fuego	Tetrabromobisfenol A Dechlorane Plus	
		Hidrocarburos halogenados	Hexaclorobutadieno Diclorometano Cloroformo	
Disruptores endocrinos	Sustancias naturales o sintéticas que alteran el sistema endocrino de humanos y animales	Hormonas	Estrona Testosterona Progesterona 17β-estradiol 17α-etinilestradiol Levonorgestrel Noretidrona	Akanbi *et al*. (2025) Profita *et al*. (2024) Minh *et al*. (2016) Durcik *et al*. (2023)
		Compuestos fenólicos	Bisfenol A Nonilfenol 4-octilfenol	

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 123-170. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-04

Grupo	Descripción	Tipos	Ejemplos	Referencia
Plaguicidas	Sustancias utilizadas para prevenir, repeler, mitigar o eliminar plagas	Herbicidas	Metribuzin Asulam Triflusulfuron-metilo	Mínguez-Alarcón *et al*. (2023) Liszewska *et al*. (2024) Liu *et al*. (2025)
		Fungicidas	Mepanipirim Dimetomorfo Metiram Clofentezina Bentiavalicarb Mancozeb Epoxiconazol	
		Insecticidas	Fipronil Ciflumetofen Lambda-cihalotrina	
		Bactericidas	Epoxiconazol Fluzilazol	

El uso constante de los contaminantes de preocupación emergente (CPE) ha provocado que su presencia en el ambiente sea cada vez más común, especialmente la de los disruptores endocrinos, sustancias con la capacidad de generar alteraciones en el sistema endocrino de animales y humanos, que afectan diversas funciones del metabolismo y del desarrollo sexual (Masar *et al*., 2024).

Disruptores endocrinos

Los disruptores endocrinos (EDCs, por sus siglas en inglés) son compuestos naturales o sintéticos capaces de alterar las funciones del sistema endocrino. Los principales efectos adversos asociados con su

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 123-170. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-04

exposición incluyen alteraciones en el metabolismo, el transporte, la síntesis y el bloqueo de hormonas (Profita *et al*., 2024; Akanbi *et al*., 2025). Dichos compuestos ejercen su acción principalmente a través de tres mecanismos:

1. Actuando como agonistas o antagonistas hormonales
2. Interfiriendo en las vías de señalización endocrina
3. Modificando la expresión génica y la producción de proteínas (Bulawska *et al*., 2025)

Estos compuestos pueden generar efectos crónicos e irreversibles, como resistencia a la insulina, obesidad y diabetes; además, se han asociado con enfermedades neurológicas, cáncer de mama y anomalías reproductivas (Imparato *et al*., 2022).

Varios de los contaminantes de preocupación emergente son considerados disruptores endocrinos, incluyendo fármacos, productos de cuidado personal, pesticidas, hormonas y algunos compuestos químicos industriales (Robitaille *et al*., 2022; Profita *et al*., 2024). Los EDCs ingresan a los ecosistemas acuáticos por medio de las aguas residuales urbanas e industriales, así como por la inadecuada disposición de medicamentos y productos de cuidado personal (Imparato *et al*., 2022). Los humanos y animales están en constante exposición a los EDCs a través de agua contaminada, productos comerciales y alimentos (Robitaille *et al*., 2022; Stiefel & Stintzing, 2023; Profita *et al*., 2024).

Las hormonas son los EDCs más comunes, utilizadas en terapias hormonales para el crecimiento, el desarrollo, la diferenciación sexual, y la reproducción en animales y humanos (Almazrouei *et al*., 2023). La presencia de hormonas en el agua genera especial preocupación debido

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 123-170. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-04

a los potenciales efectos negativos que pueden producir en los organismos acuáticos (Durcik *et al*., 2023; Grobin *et al*., 2024).

Hormonas

Las hormonas son sustancias químicas producidas por glándulas endocrinas que regulan funciones fisiológicas (González-Flores *et al*., 2024). Debido a su amplio uso, son consideradas los EDCs más importantes (Dias *et al*., 2023). Las hormonas actúan como mensajeros químicos que, al llegar a los receptores hormonales, producen la activación o inhibición de acciones específicas en las células, generando respuestas biológicas características para cada hormona (Gal *et al*., 2007).

Las hormonas esteroideas son las más consumidas y se clasifican en naturales, como la estrona y el 17β-estradiol, y sintéticas, como el levonorgestrel y el 17α-etinilestradiol (Dias *et al*., 2023). Las principales hormonas esteroideas utilizadas son estrógenos, andrógenos y progestinas (Almazrouei *et al*., 2023).

Los estrógenos cumplen una función esencial en el desarrollo y mantenimiento de los caracteres sexuales femeninos, mientras que la progesterona resulta indispensable para el desarrollo embrionario, la gestación y la regulación del ciclo menstrual. En contraste, los andrógenos participan en el crecimiento y desarrollo de los caracteres sexuales masculinos (Almazrouei *et al*., 2023). Las progestinas, un grupo de hormonas esteroideas, pueden clasificarse en naturales, como la progesterona, y sintéticas, como el levonorgestrel, siendo ampliamente utilizadas como anticonceptivos, en terapias contra el cáncer y en la producción ganadera (Dias *et al*., 2023; Li *et al*., 2024a). Entre ellas, el

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 123-170. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-04

levonorgestrel se encuentra entre las progestinas más empleadas como anticonceptivo (Meece *et al*., 2018).

La liberación de hormonas al medio acuático se asocia principalmente con su consumo por humanos y animales, dado que son excretadas y descargadas de manera continua hacia cuerpos de agua a través de las aguas residuales domésticas y pecuarias (Loffler *et al*., 2024; Profita *et al*., 2024).

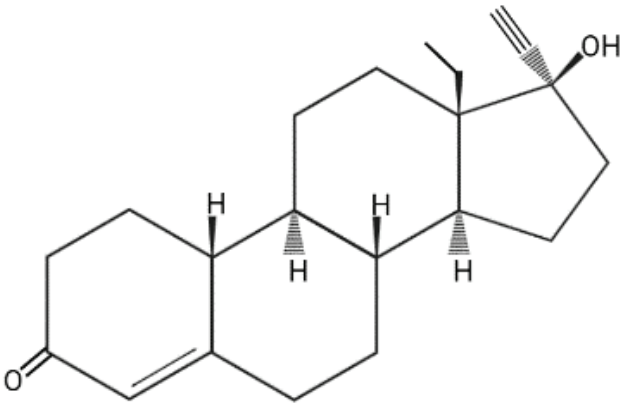
Levonorgestrel

La progestina sintética levonorgestrel (LNG) es utilizada principalmente como método anticonceptivo hormonal; su efecto consiste en inhibir la ovulación y el desarrollo folicular (Runnalls *et al*., 2015). A nivel global, el LNG es la hormona anticonceptiva más utilizada (Calderón-Carbajo *et al*., 2024). En la Tabla 2 se presentan las características del levonorgestrel y su estructura química.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 123-170. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-04

Tabla 2. Características fisicoquímicas de LNG y su estructura química.

Estructura química	Características fisicoquímicas	
	Fórmula química	$C_{21}H_{28}O_2$
	Peso molecular	312.45
	Punto de fusión	240 °C
	pKa	13.09
	Log Kow	3.48
	Color	Blanco
	Densidad	1.0697 g/cm^3
	Estado físico	Sólido

Fuente: Wishart *et al*. (2022), Vrettakos y Bajaj (2023), Knox *et al*. (2024).

Las presentaciones más comunes del levonorgestrel en métodos anticonceptivos incluyen la píldora anticonceptiva de emergencia, los anticonceptivos orales combinados, el dispositivo intrauterino y el implante subdérmico.

En la Tabla 3 se presentan los principales mecanismos de acción del levonorgestrel.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 123-170. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-04

Tabla 3. Principales mecanismos de acción de LNG.

Mecanismo de acción		Referencia
Inhibición de la ovulación	Suprime la función normal de la hormona luteinizante, lo que inhibe la ruptura del folículo y la liberación del óvulo	Knox *et al*. (2024)
Engrosamiento del moco cervical	Se engrosa el moco cervical, afectando el movimiento de los espermatozoides hacia el útero	Dinehart *et al*. (2020)

Debido a su amplio uso y a la incompleta remoción en los tratamientos de aguas residuales, el LNG se ha encontrado en cuerpos de agua superficiales, aguas subterráneas y en efluentes de plantas de tratamiento. En Canadá, en el río St. Lawrence, en Ontario, se reportó una concentración de LNG de 4.1 ng/l (Goeury *et al*., 2022); en Malasia, la concentración encontrada en el río Langat fue de 22 ng/l (Arumugam *et al*., 2025). En Sudáfrica, Munzhelele *et al*. (2025) determinaron la presencia de LNG en aguas residuales con concentraciones de 6.2-8.09 µg/l en el influente y de 4.25-20.9 µg/l en el efluente. Garduño-Jiménez *et al*. (2023) evaluaron diferentes contaminantes en cuerpos de agua en Hidalgo, México, encontrando concentraciones de LNG de 61.2 ng/l en el río Tula, 59.4 ng/l en el canal Tlamaco y 88.3 ng/l en el efluente de la planta de tratamiento de Atotonilco.

En la Figura 2 se ejemplifica cómo el LNG llega a los cuerpos de agua a partir de la ingesta de la hormona por los humanos. Después de su administración, el levonorgestrel presenta una vida media en el cuerpo humano de 20-60 h y no es completamente metabolizado, por lo que aproximadamente el 45 % del compuesto se excreta por orina y el 32 % por heces (Knox *et al*., 2024). Los tratamientos convencionales de aguas

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 123-170. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-04

residuales no son eficientes para la remoción de este tipo de contaminantes, por lo que se han encontrado concentraciones de LNG en cuerpos de agua, exponiendo a especies no objetivo y generando efectos adversos (Kaur *et al*., 2021).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 123-170. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-04

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

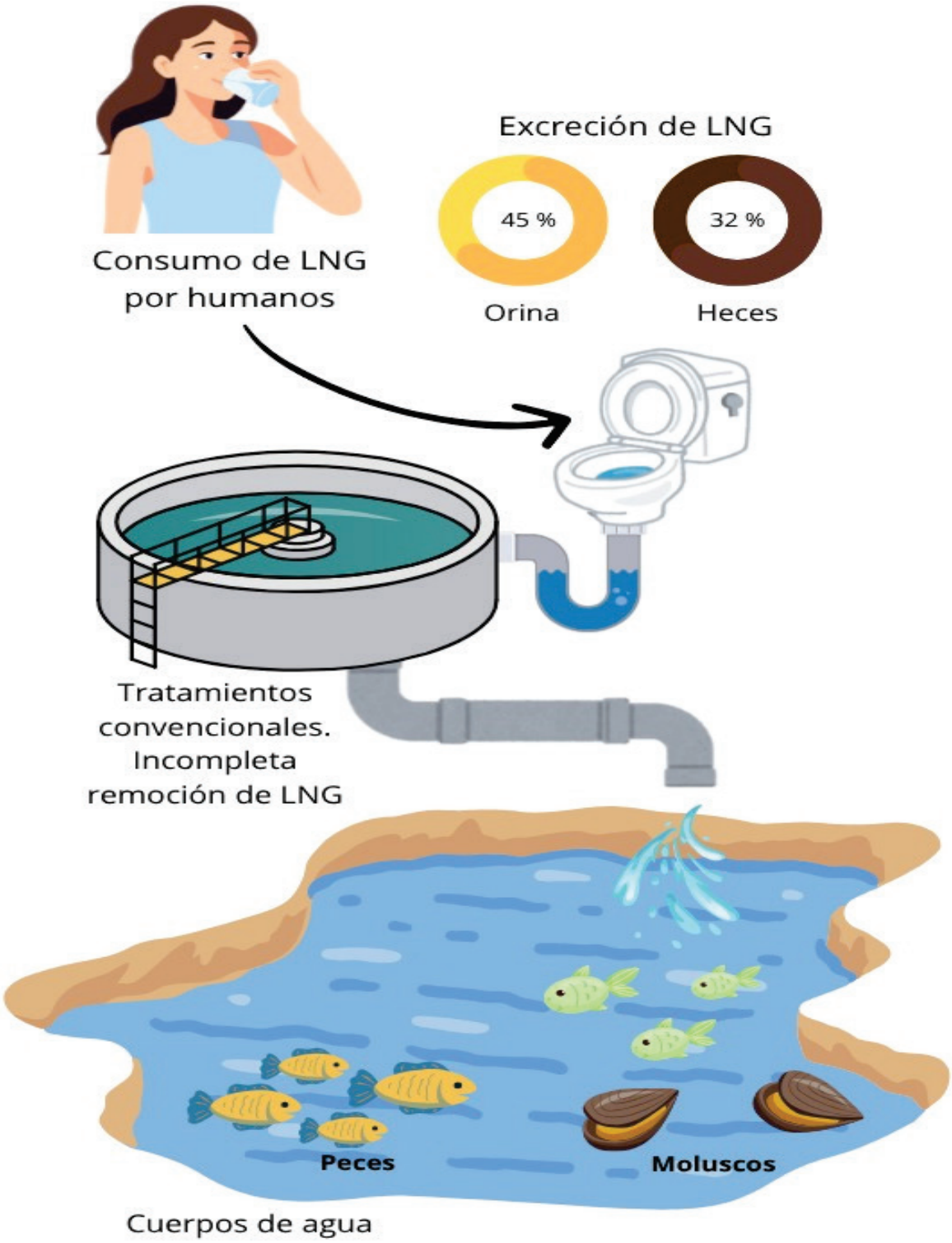


Figura 2. Vía de entrada del levonorgestrel a los cuerpos de agua tras el consumo humano y su disposición final en ecosistemas acuáticos.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 123-170. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-04

No existe una legislación en la que se incluya al levonorgestrel; la concentración máxima permitida en el ambiente no está regulada en los ámbitos nacional e internacional. Sin embargo, debido a los efectos que genera en especies acuáticas no objetivo, el levonorgestrel debería estar considerado en alguna regulación por su potencial peligro para el ecosistema (Cifuentes *et al*., 2016).

Efectos de levonorgestrel

Teniendo en cuenta que en el efluente de la planta de tratamiento de Atotonilco el Grande, Hidalgo, México, que desemboca en el río Tula, se encontraron 88.3 ng/l de LNG, es importante conocer los efectos que puede generar este compuesto incluso en concentraciones menores. Aunque la corriente del río puede diluir el contaminante, la descarga constante de aguas residuales provoca una exposición continua de los organismos acuáticos a sustancias como el levonorgestrel (Thrupp *et al*., 2018). A continuación se exponen diversos efectos negativos generados por el LNG en organismos acuáticos.

Teigeler *et al*. (2021) evaluaron el efecto del LNG en *Danio rerio* (pez cebra) en diferentes etapas del ciclo de vida. En etapas tempranas observaron que el LNG disminuía la supervivencia de las larvas entre 21 y 35 dpf (días después de la fertilización) en organismos expuestos a concentraciones mayores a 0.47-1.67 ng/l, obteniendo una supervivencia de 65.5-49 %, respectivamente. En etapas juveniles (35-63 dpf) no se observó efecto. Al ser una hormona anticonceptiva, sus efectos más significativos se presentaron en la reproducción: a partir de los 64 dpf se generó un retraso en el desove desde concentraciones de 1.64 ng/l,

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 123-170. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-04

inhibiéndose totalmente con concentraciones superiores a 5.45 ng/l. Asimismo, se observó una disminución en la fertilización en organismos expuestos a 0.47 ng/l. En la etapa adulta (126 dpf), en machos se registró una disminución en la longitud y peso con 0.47 ng/l, mientras que en hembras no se observaron efectos significativos en estos parámetros. Sin embargo, no se identificaron hembras fenotípicas a 0.47 ng/l, lo que sugiere una masculinización, entendida como la presencia de características sexuales masculinas en hembras.

Por su parte, Svensson *et al*. (2016), trabajando también con *D. rerio*, observaron masculinización en la población a los 50 dpf en todas las concentraciones utilizadas (5.5, 79 y 834 ng/l). Además, evaluaron el efecto del LNG en el desarrollo y la expresión génica. A los 23 dpf registraron un aumento en la hormona antimülleriana (AMH) y en el citocromo CYP11B, ambos relacionados con el desarrollo sexual masculino. La AMH inhibe los conductos de Müller, esenciales para la formación del útero y las trompas de Falopio; mientras que el CYP11B favorece la diferenciación testicular. Por lo tanto, el incremento de AMH y CYP11B promueve el desarrollo masculino en los organismos.

Yang *et al*. (2025) evaluaron el efecto del LNG en *Gambusia affinis* (pez mosquito). A nivel morfológico, después de 30 días de exposición, los organismos presentaron una disminución en el peso, además de una curvatura en los huesos espinosos 14, 15 y 16, característica de los machos, con concentraciones de 500 ng/l. En hembras, el LNG afectó el desarrollo de los ovocitos. Con una concentración de 50 ng/l se presentó un aumento de ovocitos previtelogénicos (PVO), y una disminución de ovocitos vitelogénicos tempranos (EVO) y tardíos (LVO), indicando falta de maduración. A 500 ng/l no se observó ningún LVO, lo que confirma la inhibición de la maduración ovocitaria.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 123-170. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-04

En *Pimephales promelas* (carpa cabezona), Runnalls *et al*. (2015) reportaron una disminución en la producción de huevos con el incremento de la concentración: una reducción del 20 % a 0.5 ng/l; 40 % a 5 ng/l, y 85 % a 100 ng/l. En hembras, el LNG generó un aumento en peso, longitud y diámetro abdominal con 25 ng/l, efectos no observados en machos. Además, se determinó la concentración plasmática en peces expuestos a 5.2 y 15.8 ng/l, registrándose niveles de 0.36 y 1.51 ng/l, respectivamente, lo cual se asocia con inhibición de la ovulación.

En moluscos, *Ruditapes decussatus*, Mannai *et al*. (2022) reportaron que el LNG induce estrés oxidativo, afectando los niveles de superóxido dismutasa (SOD) y catalasa (CAT) a 1 000 ng/l. Por otra parte, Contardo-Jara *et al*. (2011) observaron que *Dreissena polymorpha* acumulaba LNG, evaluando el factor de bioacumulación (BCF). Con una concentración de 0.312 mg/l se obtuvo un BCF de 208; con 3.12 mg/l, un BCF de 53; y con 6.24 mg/l, un BCF de 25. Esto indica una mayor bioacumulación a concentraciones bajas, mientras que a concentraciones altas disminuye, posiblemente por procesos regulatorios, de metabolismo y excreción. Además, la exposición a LNG produjo estrés oxidativo: desde el primer día se observó un aumento en SOD, mientras que la CAT se incrementó a partir del séptimo día de exposición.

Métodos de detección y remoción de LNG en medio acuático

Conociendo los efectos que genera el levonorgestrel en el medio acuático, es importante su detección y remoción oportuna. Para la determinación de compuestos como el levonorgestrel es necesario utilizar técnicas sensibles. Por ejemplo, Morais *et al*. (2023) detectaron progestinas en

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 123-170. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-04

tres estuarios en Portugal (Ría de Aveiro, estuario del Tajo y Ría Formosa). Para ello utilizaron cromatografía de líquidos de alta resolución acoplada a un espectrómetro de masas (HPLC-MS). Las progestinas que detectaron fueron drospirenona, desogestrel, gestodeno y levonorgestrel. En el tratamiento de las muestras emplearon un filtro de microfibra de vidrio Whatman. Para la fase sólida utilizaron cartuchos Oasis HLB (6 cc, 200 mg), y como fase móvil una mezcla de agua Milli-Q y ácido fórmico al 0.1 %. El volumen de inyección fue de 10 µl, con un flujo constante de 0.35 ml/min. Para la espectrometría de masas se empleó ionización positiva, con un rango de 30-500 m/z y nitrógeno como gas de arrastre. Con estas condiciones obtuvieron un límite de detección (LOD) de 1.55 µg/l y un límite de cuantificación (LOQ) de 4.7 µg/l para el LNG. Las concentraciones encontradas en los estuarios fueron superiores a 10 ng/l.

Tanui *et al*. (2025) detectaron hormonas esteroides en aguas superficiales y en efluentes de plantas de tratamiento de agua en Kenia. Aunque su objetivo no era la detección de LNG, identificaron hormonas estructuralmente similares, como norgestrel, 17α-etinilestradiol y 17β-estradiol, mediante HPLC-MS. Reportaron concentraciones promedio de progestágenos de 2.4 ng/l en los ríos Rang'wena, Sare, Rangwe, Asao y Lambwe. En las plantas de tratamiento de Kisat, Homabay, Kisii, Kericho y Nyalenda obtuvieron concentraciones medias de 0.61-270 ng/l en los efluentes, sustancialmente más bajas que en los influentes. Para norgestrel reportaron una concentración media de 80 ng/l.

Lucci *et al*. (2025) emplearon HPLC-MS/MS para la determinación de contaminantes emergentes, incluido el LNG, en arenas de playas de Tenerife. Para la extracción utilizaron el método QuEChERS: tamizaron la arena con mallas de 200 y 500 µm; realizaron la extracción con una solución ácida en mezcla con acetonitrilo, y posteriormente añadieron

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 123-170. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-04

sales de $MgSO_4$, NaCl y Na_2EDTA para mejorar la eficiencia de extracción y la purificación. Las condiciones cromatográficas incluyeron como fase móvil una mezcla de acetonitrilo y agua Milli-Q, con un flujo de 0.4 ml/min, utilizando una columna HPH-C18 como fase sólida e inyectando un volumen de 5 µl. El límite de cuantificación obtenido fue de 0.026 ng/g.

Una vez detectados estos compuestos en cuerpos de agua o efluentes de plantas de tratamiento, es relevante su remoción. Actualmente, los tratamientos convencionales de aguas residuales no son eficientes para eliminar contaminantes emergentes como el levonorgestrel. Milquez y Montagut (2023) señalan que las plantas de tratamiento de agua residual no están diseñadas para manejar compuestos farmacéuticos, pues se enfocan en la remoción de carbono biodegradable, nitrógeno, fósforo y microorganismos. Esto genera la necesidad de aplicar tratamientos más avanzados para la eliminación del LNG.

La adsorción es un método económico y rápido para la remoción de contaminantes emergentes (Almazrouei *et al*., 2023). Jiménez-Skrzypek *et al*. (2023) evaluaron microplásticos de polietileno, poliestireno y polipropileno como adsorbentes de LNG en agua ultrapura y agua de mar. Determinaron la adsorción a partir de la cantidad de LNG residual en el medio acuoso. En agua ultrapura obtuvieron 0.005 mg/g en polipropileno, 0.005 mg/g en poliestireno y 0.0041 mg/g en polietileno de alta densidad. En agua de mar, los resultados fueron 0.0051 mg/g en poliestireno y 0.0011 mg/g en polietileno de alta densidad. Señalan que las interacciones iónicas y el pH afectan negativamente la adsorción en agua marina.

Por otro lado, Burzio *et al*. (2024) emplearon lodos granulares aerobios y espuma generada durante la aireación para la remoción de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 123-170. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-04

fármacos en agua, incluido el LNG. Observaron que los lodos adsorben los compuestos farmacéuticos con el tiempo debido a interacciones electrostáticas y a la afinidad lipofílica, logrando una remoción superior al 20 % de LNG y otros fármacos. Además, la espuma contribuyó a la eliminación mediante adsorción en la interfaz líquido-gas, alcanzando concentraciones 5.3 veces mayores que las iniciales.

Otra opción para el tratamiento son los procesos avanzados de oxidación, basados en la acción del radical hidroxilo (•OH), que reacciona con contaminantes presentes en el agua. Xiao-Yan *et al*. (2015) combinaron ultrasonido y $KMnO_4$ para la degradación de 17β-estradiol, estructuralmente similar al LNG. El ultrasonido (270 W a 25 °C durante 180 min) logró un 47.7 % de remoción, mientras que al añadir 5 mg/l de $KMnO_4$ durante 30 min, el porcentaje aumentó a 99.6 %. Esto se debe a la sinergia entre la cavitación ultrasónica y la oxidación química.

Nasuhoglu *et al*. (2012) evaluaron fotólisis y fotocatálisis para la eliminación de etinilestradiol (EE2) y LNG. En fotólisis, utilizando una lámpara germicida (UVC), obtuvieron una remoción del 60 % de EE2 tras 20 min. Al añadir 0.2 ng/l de TiO_2 (fotocatálisis), la remoción aumentó al 92 %. Para LNG, alcanzaron 82 % de eliminación tras 10 min de irradiación UVC, y al agregar TiO_2, el porcentaje subió a 93.2 %. Después de 30 min de irradiación, el LNG no fue detectado. En agua residual sintética, las eficiencias se redujeron (de 60 a 41 % en EE2 y de 93.3 a 87 % en LNG) debido a la competencia con la materia orgánica y a la dispersión de la radiación.

También pueden emplearse procesos bioquímicos. Campos *et al*. (2019) evaluaron humedales artificiales para la remoción de levonorgestrel y otros disruptores endocrinos. Utilizaron tres humedales con grava como medio de soporte: uno plantado con *Cyperus isocladus*

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 123-170. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-04

(WL1), otro con *Eichhornia crassipes* (WL3) y uno sin macrófitas (WL2). Además, evaluaron un humedal con carbón de bambú y grava como medio de soporte, plantado con *Cyperus isocladus* (WLC). En agua residual sintética, las concentraciones de LNG fueron de 100 µg/l (baja) y 500 µg/l (alta). Con la concentración baja y un tiempo de retención de dos días, alcanzaron porcentajes de remoción de 90.7 % (WLC), 91.6 % (WL1), 77.4 % (WL2) y 80.2 % (WL3). Con cuatro días de retención, obtuvieron 98.6 % (WLC), 99.9 % (WL1), 100 % (WL2) y 97.4 % (WL3). Para concentraciones altas, en WLC y WL1 se observó una disminución al aumentar el tiempo de retención, pasando de 93.1 a 76.7 % y de 88.9 a 39.1 %, respectivamente, lo que puede atribuirse a la acumulación del compuesto. En WL2 y WL3, la remoción superó el 90 % en dos días y alcanzó el 100 % en cuatro días.

Existen diversos métodos para remover contaminantes emergentes como el levonorgestrel. Sin embargo, algunos, como la fotocatálisis o los procesos Fenton, requieren lámparas con longitudes de onda específicas o reactivos particulares, lo que incrementa los costos y dificulta su aplicación a escala industrial (Osuna-Laveaga & Moreno-Medran, 2024).

Conclusión

Los estudios revisados muestran que el levonorgestrel (LNG) está ampliamente distribuido en cuerpos de agua superficiales, subterráneos y en efluentes de plantas de tratamiento, con concentraciones que varían desde ng/l hasta µg/l, dependiendo de la región y del grado de depuración aplicado. Esta heterogeneidad refleja tanto las diferencias en el consumo de anticonceptivos basadas en LNG como la eficiencia desigual de las tecnologías empleadas en cada país.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 123-170. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-04

A nivel ambiental, se ha demostrado que incluso a bajas concentraciones el LNG puede inducir alteraciones endocrinas en organismos acuáticos no objetivo, como peces y moluscos. Dichos efectos incluyen feminización, masculinización, alteraciones en el desarrollo gonadal y cambios en el comportamiento reproductivo, los cuales, al manifestarse en organismos clave dentro de la red trófica, pueden desencadenar efectos ecológicos en cascada.

En cuanto a los métodos de remoción, se han explorado alternativas, como la adsorción en microplásticos, procesos avanzados de oxidación, ozonización catalítica y uso de humedales. Sin embargo, la mayoría ha demostrado eficacia solo en condiciones de laboratorio o a escala piloto, lo que limita su aplicación en sistemas de tratamiento reales. A ello se suma el reto de la generación de subproductos durante procesos como la ozonización y la fotocatálisis, algunos de los cuales podrían resultar igual de persistentes o tóxicos.

Los hallazgos principales de esta revisión indican que:

- Presencia global: el LNG se ha reportado en América, Europa, Asia y África, con concentraciones que en algunos casos superan los µg/l.
- Efectos ecotoxicológicos: actúa como disruptor endocrino incluso en niveles bajos, alterando procesos reproductivos y de desarrollo en especies acuáticas.
- Limitaciones en la remoción: los sistemas convencionales resultan insuficientes; los procesos avanzados muestran potencial, pero requieren optimización, evaluación económica y escalamiento.
- Vacíos regulatorios: no existen límites ambientales establecidos para el LNG ni a nivel nacional ni internacional, lo que dificulta su control.

En consecuencia, se recomienda:

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 123-170. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-04

- Impulsar investigaciones orientadas al desarrollo de tecnologías de remoción más eficientes, sostenibles y escalables.
- Evaluar los efectos de la exposición crónica y multigeneracional al LNG en distintos niveles de la cadena trófica.
- Avanzar hacia la inclusión del LNG y otros fármacos con acción endocrina en la legislación ambiental, estableciendo límites protectores para la biodiversidad y la salud humana.

Este trabajo aporta al conocimiento al sistematizar la evidencia más reciente sobre la presencia, efectos y limitaciones en la remoción del LNG, visibilizando sus riesgos ambientales y regulatorios, así como las brechas en la investigación. La revisión muestra un consenso respecto a la persistencia y capacidad de este compuesto para alterar funciones endocrinas, pero también pone de manifiesto divergencias en la magnitud de los impactos reportados, atribuibles a diferencias metodológicas, especies de ensayo o condiciones ambientales. Entre los vacíos identificados destacan la escasez de estudios sobre efectos de exposición crónica e interacciones con otros contaminantes farmacéuticos que coexisten en escenarios reales.

En cuanto a la gestión, si bien existen avances tecnológicos prometedores, pocos estudios evalúan su aplicación a gran escala, su viabilidad energética y económica, o los riesgos asociados con subproductos. Estas limitaciones evidencian la necesidad de nuevas directrices de investigación orientadas a: a) ampliar los estudios ecotoxicológicos hacia escenarios crónicos y multiespecie; (b) incorporar enfoques de evaluación de riesgo que contemplen mezclas de contaminantes; c) desarrollar tecnologías de tratamiento costo-eficientes

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 123-170. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-04

y ambientalmente sostenibles, y d) establecer marcos regulatorios que reconozcan al LNG como contaminante prioritario.

Solo con un abordaje integrador entre ciencia, tecnología y política será posible cerrar la brecha entre el conocimiento científico y la gestión ambiental, a fin de reducir la exposición y los riesgos asociados con este compuesto, y garantizar la protección tanto de los ecosistemas acuáticos como de la salud humana.

Agradecimientos

Se agradece el apoyo a la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación por la beca otorgada en la convocatoria Becas Nacionales para Estudios de Posgrado 2023-2 (número: 1224645), así como a la Universidad Autónoma de Querétaro por el apoyo brindado a través del Fondo para el Fortalecimiento de la Investigación, Vinculación y Extensión (FONFIVE-UAQ, 2025).

Referencias

Akanbi, C., Rotimi, D., Ojo, A., & Ojo, O. (2025). Endocrine-disrupting chemicals (EDCs) and epigenetic regulation in embryonic development: Mechanisms, impacts, and emerging trends. *Toxicology Reports*, *14*, 1-12. https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2024.101885

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Almazrouei, B., Islayem, D., Alskafi, F., Catacutan, M., Amna, R., Nasrat, S., Sizirici, B., & Yildiz, I. (2023). Steroid hormones in wastewater: Sources, treatments, environmental risks, and regulations. *Emerging Contaminants*, *9*, 1-12. https://doi.org/10.1016/j.emcon.2023.100210

Angel-Ospina, A. C., & Machuca-Martínez, F. (2022). Ozonización catalítica en el tratamiento de contaminantes de preocupación emergente en aguas residuales: un análisis bibliométrico. *Ingeniería y Competitividad*, *24*(1), 1-15. https://doi.org/10.25100/iyc.v24i1.11603

Arumugam, A., Lee, K., Ng, P., Shamsuddin, A., Zulkifli, A., & Goh, T. (2025). Pharmaceuticals as emerging pollutants: Implications for water resource management in Malaysia. *Emerging Contaminants*, *11*, 1-28. https://doi.org/10.1016/j.emcon.2025.100470

Babuji, P., Thirumalaisamy, S., Duraisamy, K., & Periyasamy, G. (2023). Human health risks due to exposure to water pollution: A review. *Water*, *15*, 1-15. https://doi.org/10.3390/w15142532

Bayode, A., Emmanuel, S., Sanni, S., Olalekan, O., Ore, O., Koko, D., & Omorogie, M. (2024). Current status and performance evaluation of emerging advanced remediation techniques for the removal of steroidal hormones in water. *Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, *6*, 315-337. https://doi.org/10.1016/j.enceco.2024.07.006

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Broséus, R., Vincent, S., Aboulfadl, K., Daneshvar, A., Sauvé, S., Barbeau, B., & Prévost, M. (2009). Ozone oxidation of pharmaceuticals, endocrine disruptors and pesticides during drinking water treatment. *Water Research*, *43*, 4707-4717. https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.07.031

Bulawska, N., Sosnowska, A., Kowalska, D., Stepnik, M., & Puzyn, T. (2025). PFAS (per- and polyfluorinated alkyl substances) as EDCs (endocrine-disrupting chemicals): Identification of compounds with high potential to bind to selected terpenoid nuclear hormone receptors. *Chemosphere*, *370*, 1-12. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.143967

Burzio, C., Mohammadi, A., Smith, S., Abadikhah, M., Svahn, O., Modin, O., Persson, F., & Wilén, B. (2024). Sorption of pharmaceuticals to foam and aerobic granular sludge with different morphologies. *Resources, Environment and Sustainability*, *15*, 1-9. https://doi.org/10.1016/j.resenv.2024.100149

Calderón-Carabajo, V., Bermeo-Alarcón, W., Villavicencio-Caparó, E., & Orellana-Barros, M. (2024). Uso de la píldora anticonceptiva de emergencia a nivel mundial: revisión bibliográfica. *Revista de la Facultad de Salud y Servicios Sociales de la Universidad Estatal de Milagro*, *8*(4), 4-12. https://doi.org/10.29076/issn.2602-8360vol8iss14.2024pp4-12p

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Calus-Makowska, K., Grosser, A., & Grobelak, A. (2023). Pharmaceutical contamination in wastewater treatment plants: Occurrence, challenges in detection and insights on high-performance liquid chromatography as an effective analytical tool in environmental matrices – A review. *Desalination and Water Treatment*, *305*, 129-154. https://doi.org/10.5004/dwt.2023.29789

Campos, J., Queiroz, S., & Roston, D. (2019). Removal of the endocrine disruptors ethinyl estradiol, bisphenol A, and levonorgestrel by subsurface constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, *693*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.320

Cifuentes, A., Ávila, J., & Rodríguez, J. (2016). Remoción de sustancias disruptoras endocrinas "levonorgestrel" en fuentes hídricas. *Logos, Ciencia y Tecnología*, *8*(1), 183-197. https://doi.org/10.22335/rlct.v8i1.305

Contardo-Jara, V., Lorenz, C., Pflugmacher, S., Nützmann, G., Kloas, W., & Wiegand, C. (2011). Molecular effects and bioaccumulation of levonorgestrel in the non-target organism *Dreissena polymorpha*. *Environmental Pollution*, *159*, 38-44. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.09.028

Das, R., & Raj, D. (2025). Sources, distribution, and impacts of emerging contaminants – A critical review on contamination of landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials Advances*, *17*, 1- https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2025.100602

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Dias, R., Daam, M., Diniz, M., & Maurício, R. (2023). Drinking water treatment residuals, a low-cost and environmentally friendly adsorbent for the removal of hormones – A review. *Journal of Water Process Engineering*, *56*, 1-17. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104322

Dinehart, E., Lathi, R., & Aghajanova, L. (2020). Levonorgestrel IUD: Is there a long-lasting effect on return to fertility? *Journal of Assisted Reproduction and Genetics*, *37*, 45-52. https://doi.org/10.1007/s10815-019-01624-5

Durcik, M., Grobin, A., Roškar, R., Trontelj, J., & Masič, L. (2023). Estrogenic potency of endocrine disrupting chemicals and their mixtures detected in environmental water and wastewater. *Chemosphere*, *330*, 1-13. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138712

Đurišić-Mladenović, N., Živančev, J., Antić, I., Rakić, D., Buljovčić, M., Pajin, B., Llorca, M., & Farré, M. (2024). Occurrence of contaminants of emerging concern in different water samples from the lower part of the Danube River middle basin – A review. *Environmental Pollution*, *363*, 1-11. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.125128

Endler, M., Li, R., & Danielsson, K. (2022). Effect of levonorgestrel emergency contraception on implantation and fertility: A review. *Contraception*, *109*, 8-18. https://doi.org/10.1016/j.contraception.2022.01.006

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Farooq, S., Cai, R., McGettrick, J., Pean, E., Davies, M., Harrasi, A., Palmer, R., & Tizaoui, C. (2023). Visible light induced photocatalytic degradation of estrone (E1) with hexagonal copper selenide nanoflakes in water. *Process Safety and Environmental Protection*, *172*, 1-15. https://doi.org/10.1016/j.psep.2023.02.003

Fdez-Sanromán, A., Bernárdez-Rodas, N., Rosales, E., Pazos, M., González-Romero, E., & Sanromán, M. (2025). Biosensor technologies for water quality: Detection of emerging contaminants and pathogens. *Biosensors*, *15*(3), 1-43. https://doi.org/10.3390/bios15030189

Gal, B., López, M., Martín, A., & Prieto, J. (2007). *Bases de la fisiología.* (2ª ed.). Editorial Tébar Flores.

Garduño-Jiménez, A., Durán-Álvarez, J., Ortori, C., Abdelrazig, S., Barret, D., & Gomes, R. (2023). Delivering on sustainable development goals in wastewater reuse for agriculture: Initial prioritization of emerging pollutants in the Tula Valley, Mexico. *Water Research*, *238*, 1-14. https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119903

Gebru, S., & Werkneh, A. (2024). Applications of constructed wetlands in removing emerging micropollutants from wastewater: Occurrence, public health concerns, and removal performances—A review. *South African Journal of Chemical Engineering*, *48*, 395-416. https://doi.org/10.1016/j.sajce.2024.03.004

Goeury, K., Munoz, G., Duy, S., Prévost, M., & Sauvé, S. (2022). Occurrence and seasonal distribution of steroid hormones and bisphenol A in surface waters and suspended sediments of Quebec, Canada. *Environmental Advances*, *8*, 1-9. https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100199

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

González-Flores, O., García-Juárez, M., & Domínguez-Ordoñez, R. (2024). Hormonas y neurociencias. *eNeurobiología*, *15*. https://doi.org/10.25009/eb.v15i39.2634

Grobin, A., Roskar, R., & Trontelj, J. (2024). The environmental occurrence, fate, and risks of 25 endocrine disruptors in Slovenian waters. *Science of the Total Environment*, *906*, 1-13. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167245

Hübner, U., Spahr, S., Lutze, H., Wieland, A., Rüting, S., Gernjak, W., & Wenk, J. (2024). Advanced oxidation processes for water and wastewater treatment—Guidance for systematic future research. *Heliyon*, *10*, 1-24. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e30402

Imparato, C., Bifulco, A., Silvestri, B., & Vitiello, G. (2022). Recent advances in endocrine disrupting compounds degradation through metal oxide-based nanomaterials. *Catalysts*, *12*, 1-50. https://doi.org/10.3390/catal12030289

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2023). *Encuesta Nacional de la Dinámica Demográfica*. https://www.inegi.org.mx/programas/enadid/2023/

Jiménez-Skrzypek, G., Hernández-Expósito, O., Hernández-Borges, J., & González-Sálamo, J. (2023). Sorption of levonorgestrel on polyethylene, polystyrene and polypropylene microplastics. *Chemosphere*, *335*, 1-9. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139042

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Kaur, H., Kumar, G., Althobaiti, F., Aldhahrani, A., Usmani, S., & Bala, M. (2021). Prevalence of reproductive drugs usage in humans and animals: A pilot study in Patiala city of India. *Saudi Journal of Biological Sciences*, *28*, 3727-3734. https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2021.04.064

Knox, C., Wilson, M., Klinger, C. M., Franklin, M., Oler, E., Wilson, A., Pon, A., Cox, J., Chin, N. E. L., Strawbridge, S. A., García-Patiño, M., Kruger, R., Sivakumaran, A., Sanford, S., Doshi, R., Khetarpal, N., Fatokun, O., Doucet, D.,... & Wishart, D. S., (2024). DrugBank 6.0: The DrugBank Knowledgebase for 2024. *Nucleic Acids Research*, *52*(D1), D1265-D1275. https://doi.org/10.1093/nar/gkad976

Kumar, D., Kumar, R., Sharma, M., Awasthi, A., & Kumar, M. (2024). Global water quality indices: Development, implications and limitations. *Total Environment Advances*, *9*, 1-15. https://doi.org/10.1016/j.teadva.2023.200095

Letsoalo, M., Sithole, T., Mufamadi, S., Mazhandu, Z., Sillanpää, M., Kaushik, A., & Mashifana, T. (2023). Efficient detection and treatment of pharmaceutical contaminants to produce clean water for better health and environment. *Journal of Cleaner Production*, *387*, 1-14. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.135798

Li, X., Shen, C., Jiang, W., Xi, Y., & Li, S. (2024a). Comprehensive review of emerging contaminants: Detection technologies, environmental impact, and management strategies. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *278*, 1-19. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.116420

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Li, X., Yang, Y., Xu, H., Wang, J., Chen, Z., Liu, B., Fan, L., Fang, Y., & Li, F. (2024b). Norgestrel causes oxidative damage to the digestive gland of the clam *Mactra veneriformis*. *Aquaculture Reports*, *37*, 1-12. https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2024.102250

Lin, L., Yang, H., & Xu, X. (2022). Effects of water pollution on human health and disease heterogeneity: A review. *Frontiers in Environmental Science*, *10*, 1-16. https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.880246

Liszewska, M., Czaja, K., Korcz, W., Lewinski, R., & Struncinski, P. (2024). Endocrine-disrupting chemicals—Pesticide regulatory issues from the EU perspective. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, *154*, 1-9. https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2024.105735

Liu, Y., Wang, F., Li, L., Fan, B., Kong, Z., Tan, J., & Li, M. (2025). The potential endocrine-disrupting effects of fluorinated pesticides and molecular mechanisms of EDPs in cell models. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *289*, 1-11, 117615. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.117615

Loffler, P., Jonsson, O., Niemeyer, A., Dahlberg, A., Golovko, O., Gotlind, O., Haalck, I., Ahrens, L., Wiberg, K., & Yin, F. (2024). In situ active sampling of steroid hormones in water using a novel TIMGIE device: Validation and applicability. *Green Analytical Chemistry*, *11*, 1-9. https://doi.org/10.1016/j.greeac.2024.100143

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Lozano, I., Pérez-Guzmán, C., Mora, A., Mahlknecht, J., López, C., & Cervantes-Avilés, P. (2022). Pharmaceuticals and personal care products in water streams: Occurrence, detection, and removal by electrochemical advanced oxidation processes. *Science of the Total Environment*, *827*, 1-18. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154348

Lucci, E., González-Salámo, J., Gentili, A., & Hernández-Borges, J. (2025). Determination of 16 emerging organic pollutants in sea sand using a modified QuEChERS method combined with UHPLC-MS/MS. *Marine Pollution Bulletin*, *217*, 1-10. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.118143

Madesh, S., Gopi, S., Sau, A., Rajagopal, R., Namasivayam, S., & Arockiaraj, J. (2024). Chemical contaminants and environmental stressors induced teratogenic effect in aquatic ecosystem—A comprehensive review. *Toxicology Reports*, *13*, 1-15. https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2024.101819

Mannai, A., Hmida, L., Bouraoui, Z., Guerbej, H., Gharred, T., & Jebali, J. (2022). Does thermal stress modulate the biochemical and physiological responses of *Ruditapes decussatus* exposed to the progestin levonorgestrel? *Environmental Science and Pollution Research*, *29*(56), 85211-85228. https://doi.org/10.1007/s11356-022-21786-7

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Masar, M., Ali, H., Yasir, M., Hanulikova, B., Sisman, O., Zitnan, M., Machovsky, M., Velazquez, J., Galusek, D., & Kuritka, I. (2024). Anelosimus eximius bioinspired ZnO nano cobwebs for environmental remediation of drugs and endocrine disruptors from water. *Chemosphere*, *365*, 1-10. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.143327

Meece, F., Ahmed, G., Nair, H., Santhamma, B., Tekmal, R., Zhao, C., Pollok, N., Lara, J., Shaked, Z., & Nickisch, K. (2018). Esters of levonorgestrel and etonogestrel intended as single, subcutaneous-injection, long-lasting contraceptives. *Steroids*, *137*, 47-56. https://doi.org/10.1016/j.steroids.2018.07.010

Meena, V., Swami, D., Chandel, A., Joshi, N., & Prasher, S. (2025). Selected emerging contaminants in water: Global occurrence, existing treatment technologies, regulations and associated risk. *Journal of Hazardous Materials*, *483*, 1-26. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.136541

Mendoza-Retana, S., Cervantes-Vázquez, M., Valenzuela-García, A., Guzmán-Silos, T., Orona-Castillo, I., & Cervantes-Vázquez, T. (2022). Uso potencial de las aguas residuales en la agricultura. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, *12*(1), 115-126. https://doi.org/10.29312/remexca.v12i1.2789

Milquez, H., & Montagut, J. (2023). Impacto de los contaminantes emergentes en el entorno acuático y los tratamientos para el control y remoción en los cuerpos hídricos: revisión literaria. *Ingeniería y Competitividad*, *25*(3), 1-17. https://doi.org/10.25100/iyc.v25i3.12551

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Mínguez-Alarcón, L., Gaskins, A., Meeker, J., Braun, J., & Chavarro, J. (2023). Endocrine-disrupting chemicals and male reproductive health. *Fertility and Sterility*, *120*(6), 1138-1149. https://doi.org/10.1016/j.fertnstert.2023.10.008

Minh, T., Phuoc, D., Quoc, T., & Ngo, H. (2016). Presence of e-EDCs in surface water and effluents of pollution sources in Sai Gon and Dong Nai River basin. *Sustainable Environment Research*, *26*(1), 20-27. https://doi.org/10.1016/j.serj.2015.09.001

Morais, H., Cruzeiro, C., Pardal, M., & Cardoso, P. (2023). Baseline progestins characterization in surface waters of three main Portuguese estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, *194*, 1-6. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115352

Mukherjee, U., & Maitra, S. (2024). Impact of metabolic disrupting chemicals on redox homeostasis, energy sensors receptor modulation, and hormone metabolism: A comparative account in teleost and mammalian model organisms. *Aquaculture and Fisheries*, *9*, 455-485. https://doi.org/10.1016/j.aaf.2023.05.004

Munzhelele, E., Ayinde, W., Gitari, W., Pindihama, G., & Mudzielwana, R. (2025). Occurrence of efavirenz, levonorgestrel, ibuprofen and diclofenac in wastewater of Limpopo Province, South Africa. *Heliyon*, *11*, 1-11. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e41524

Nasuhoglu, D., Berk, D., & Yargeau, V. (2012). Photocatalytic removal of 17α-ethinylestradiol (EE2) and levonorgestrel (LNG) from contraceptive pill manufacturing plant wastewater under UVC radiation. *Chemical Engineering Journal*, *185-186*, 52-60. https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.01.012

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Nelson, K., Mecha, C. A., Samuel, H., & Suliman, Z. (2025). Recent trends in the application of photocatalytic membranes in removal of emerging organic contaminants in wastewater. *Processes*, *13*(1), 1-26. https://doi.org/10.3390/pr13010163

Osuna-Laveaga, D., & Moreno-Medrano, D. (2024). Contaminantes emergentes: Problemática, impacto y su tratamiento por procesos de oxidación avanzada. *Estudios de la Ciénega*, *4*(7), 165-170. https://revistaestudiosdelacienega.com/ojs/index.php/rec/article/view/103

Osuoha, J., Anyanwu, B., & Ejileugha, C. (2025). Pharmaceuticals and personal care products as emerging contaminants: Need for combined treatment strategy. *Journal of Hazardous Materials Advances*, *9*, 1-15. https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100206

Panhwar, A., Jatoi, A., Mazari, S., Kandhro, A., Rashid, U., & Qaisar, S. (2024). Water resources contamination and health hazards by textile industry effluent and glance at treatment techniques: A review. *Waste Management Bulletin*, *1*, 158-163. https://doi.org/10.1016/j.wmb.2023.09.002

Piekutin, J., Bolinska, M., Kotowska, U., & Koszelnik, P. (2025). Removal of organic micropollutants (personal care products and endocrine disruptors) from water. *Desalination and Water Treatment*, *322*, 1-8. https://doi.org/10.1016/j.dwt.2025.101097

Profita, M., Fabbri, E., Vasumini, I., & Valbonesi, P. (2024). Endocrine disrupting chemicals in Italian drinking water systems: Insights from a three-year investigation combining chemical and effect-based tools. *Heliyon*, *10*, 1-14. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e26785

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Puebla-Barragán, S., & Reid, G. (2021). Probiotics in cosmetic and personal care products: Trends and challenges. *Molecules*, *26*(5), 1-11. https://doi.org/10.3390/molecules26051249

Robitaille, J., Denslow, N., Escher, B., Kurita-Oyamada, H., Marlatt, V., Martyniuk, C., Navarro-Martín, L., Prosser, R., Sanderson, T., Yargeau, V., & Langlois, V. (2022). Towards regulation of endocrine disrupting chemicals (EDCs) in water resources using bioassays: A guide to developing a testing strategy. *Environmental Research*, *202*, 1-29. https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112483

Rodríguez-Hernández, J., Araújo, R., López-Pacheco, I., Rodas-Zuluaga, L., González-González, R., Parra-Arroyo, L., Sosa-Hernández, J., Melchor-Martínez, E., Martínez-Ruíz, M., Barceló, D., Pastrana, L., Iqbal, H., & Parra-Saldívar, R. (2022). Environmental persistence, detection, and mitigation of endocrine disrupting contaminants in wastewater treatment plants: A review with a focus on a tertiary treatment technology. *Environmental Science Advances*, *1*, 680-704. https://doi.org/10.1039/d2va00179a

Rosendaal, F., Van Hylckama, V., Tanis, B., & Helmerhorst, M. (2003). Estrogens, progestogens and thrombosis. *Journal of Thrombosis and Haemostasis*, *1*, 1371-1380. https://doi.org/10.1046/j.1538-7836.2003.00260.x

Runnalls, T., Beresford, N., Kugathas, S., Margiotta-Casaluci, L., Scholze, M., Scott, A., & Sumpter, J. (2015). From single chemicals to mixtures: Reproductive effects of levonorgestrel and ethinylestradiol on the fathead minnow. *Aquatic Toxicology*, *169*, 152-167. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2015.10.009

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Shamshad, J., & Rehman, R. (2025). Innovative approaches to sustainable wastewater treatment: A comprehensive exploration of conventional and emerging technologies. *Environmental Science Advances*, *4*, 189-222. https://doi.org/10.1039/d4va00136b

Stiefel, C., & Stintzing, F. (2023). Endocrine-active and endocrine-disrupting compounds in food: Occurrence, formation and relevance. *NFS Journal*, *31*, 57-92. https://doi.org/10.1016/j.nfs.2023.03.004

Svensson, J., Mustafa, A., Fick, J., Schmitz, M., & Brunstöm, B. (2016). Developmental exposure to progestins causes male bias and precocious puberty in zebrafish (*Danio rerio*). *Aquatic Toxicology*, *177*, 316-323. 10.1016/j.aquatox.2016.06.010

Tanui, I., Kandie, F., Krauss, M., Piotrowska, A., Finckh, S., Kiprop, A., Hollert, H., Shahid, N., Liess, M., & Brack, W. (2025). Occurrence and potential risk of steroid hormones in selected surface water and wastewater treatment plants in western Kenya. *Environmental Pollution*, *364*, 1-10. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.125623

Teigeler, M., Schaudien, D., Böhmer, W., Lange, R., & Schafers, C. (2021). Effects of the gestagen levonorgestrel in a life cycle test with zebrafish (*Danio rerio*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, *41*(3), 580-591. https://doi.org/10.1002/etc.5008

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Thrupp, T., Runnalls, T., Scholze, M., Kugathas, S., Kortenkamp, A., & Sumpter, J. (2018). The consequences of exposure to mixtures of chemicals: Something from "nothing" to "a lot from a little" when fish are exposed to steroid hormones. *Science of the Total Environment*, *619-620*, 1482-1492. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.081

Varticovski, L., Stavera, D., McGowan, A., Raziuddin, R., & Hager, G. (2022). Endocrine disruptors of sex hormone activities. *Molecular and Cellular Endocrinology*, *539*, 1-14. https://doi.org/10.1016/j.mce.2021.111415

Vázquez-Tapia, I., Salazar-Martínez, T., Acosta-Castro, M., Meléndez-Castolo, K., Mahlknecht, J., Cervantes-Avilés, P., Capparelli, M., & Moran, A. (2022). Occurrence of emerging organic contaminants and endocrine disruptors in different water compartments in Mexico: A review. *Chemosphere*, *308*, 1-12. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136285

Vrettakos, C., & Bajaj, T. (2023). Levonorgestrel. En: *StatPearls*. StatPearls Publishing. https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK539737/

Wang, F., Xiang, L., Leung, K., Elsner, M., Zhang, Y., Guo, Y., Pan, B., Sun, G., An, T., Ying, G., Brooks, B., Hou, D., Helbling, D., Sun, J., Qiu, H., Vogel, T., Zhang, W., Gao, Y., Simpson, M., Luo, Y.,… & Tiedje, M. (2024). Emerging contaminants: A One Health perspective. *The Innovation*, *5*(4), 1-31. https://doi.org/10.1016/j.xinn.2024.100612

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Wishart, D. S., Cheng, L. L., Copié, V., Edison, A. S., Eghbalnia, H. R., Hoch, J. C., Gouveia, G. J., Pathmasiri, W., Powers, R., Schock, T. B., Sumner, L. W., & Uchimiya, M. (2022). NMR and metabolomics—A roadmap for the future. *Metabolites*, *12*(9), 1-20. https://doi.org/10.3390/metabo12080678

Xiao-Yan, M., Kai, T., Qing-Song, L., Ya-Li, S., Yong-Jiong, N., & Nai-Yun, G. (2015). Degradation of 17β-estradiol by combined ultrasound/KMnO4 in an aqueous system. *Desalination and Water Treatment*, *53*, 493-500. https://doi.org/10.1080/19443994.2013.856344

Yang, W., Lu, T., Gong, J., Li, Q., Han, C., & Huang, J. (2025). Morphological, histopathological and brain transcriptomic assessment reveal reproductive toxicity and neurotoxicity in western mosquitofish (*Gambusia affinis*) exposed to levonorgestrel. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *296*, 1-11. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2025.118153

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-05

Articles

Virtual water and water footprint: Bibliometric valuation of its scientific analysis

Agua virtual y huella hídrica: valoración bibliométrica de su análisis científico

Erik Carrillo[1], ORCID: https://orcid.org/0009-0001-9824-8965

Ricardo Salazar-Velázquez[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-5755-988X

Vidal Salazar Solano[3], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-9906-9168

[1]Departamento de Desarrollo Regional, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo (CIAD), Hermosillo, Sonora, México, efcp89@gmail.com

[2]Centro Universitario de Ciencias Económico Administrativas, Universidad de Guadalajara, Guadalajara, Jalisco, México, ricardoturok@hotmail.com

[3]Departamento de Desarrollo Regional, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo (CIAD), Hermosillo, Sonora, México, vidal@ciad.mx

Autor para correspondencia: Vidal Salazar Solano, vidal@ciad.mx

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Abstract

The concepts of virtual water and water footprint are complementary tools for understanding the direct and indirect use of water in anthropogenic processes. While the former refers to the amount of water required to produce a product (along with the direct impacts this generates on other users, in different regions, or on water quality), the latter addresses the indirect use of this resource in detail. In this context, the present study conducts a comprehensive bibliometric analysis of scientific publications on these concepts between 2001 and 2023, using information available in the Scopus database, supported by VOSviewer for mapping and STATA for generating graphs. The results highlight the prevalence of transdisciplinary approaches led by contributions from the People's Republic of China, the United States, England, the Netherlands, Italy, Germany, and Canada. Grounded in environmental, biological, and socioeconomic sciences, these approaches have provided precise insights into the diverse direct and indirect anthropogenic uses of water resources. In particular, China stands out as a leader in knowledge generation and in providing institutional support for research on virtual water and Water Footprint. Beyond these results, it is concerning that research activity on these topics is primarily conducted by developed countries, while the contribution from developing countries continues to lag behind. This underscores the importance of promoting equitable participation in research to address global water challenges.

Keywords: water consumption, water resources management, bibliology, scientific publications, developed countries, developing countries.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Resumen

Los conceptos de agua virtual y huella hídrica son herramientas complementarias para comprender el uso directo e indirecto del agua en los procesos antroópicos. Mientras que el primero se refiere a la cantidad de agua necesaria para producir un producto (junto con los impactos directos que esto genera en otros usuarios en distintas regiones o en la calidad del agua), el segundo aborda en detalle el uso indirecto de este recurso. Ante esto, el presente estudio realiza un análisis bibliométrico integral de las publicaciones científicas sobre tales conceptos entre 2001 y 2023, utilizando información disponible en la base de datos Scopus, apoyado por el *software VOSviewer* para la elaboración de mapas y el *software* estadístico *STATA* para la generación de gráficos. Los resultados destacan la prevalencia de enfoques transdisciplinarios liderados por contribuciones de la República Popular China, EUA, Inglaterra, Países Bajos, Italia, Alemania y Canadá con base en las ciencias ambientales, biológicas y socioeconómicas. En particular, China se destaca como líder en la generación de conocimiento y en el apoyo institucional a la investigación sobre agua virtual y huella hídrica. Más allá de estos resultados, es muy preocupante que la actividad de investigación sobre estos temas sea llevada a cabo principalmente por países del primer mundo, mientras que la contribución de los países en desarrollo muestra un creciente rezago respecto a los primeros lugares; esto enfatiza la importancia de promover una participación equitativa en la investigación para abordar los desafíos globales del agua.

Palabras clave: consumo de agua, gestión de los recursos hídricos, bibliometría, publicación científica, país desarrollado, país en desarrollo.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Received: 21/04/2025

Accepted: 12/10/2025

Available ahead of print: 30/10/2025

Version of record: 01/07/2026

Introduction

Water, a fundamental element for life in its various manifestations, not only serves as an ecosystem for oceanic species but also organizes the terrestrial biome by playing a crucial role in regulating climate, precipitation patterns, temperature, and atmospheric circulation. Culturally, both ancient and contemporary societies have attributed symbolic traits to it in rituals of purification, renewal, and life. Its essential utilization transcends the geographical, cultural, and economic boundaries of the planet. However, although the Earth's surface is composed of water, 98 % of it is saline, while only the remaining 2 % is potentially potable. Of this fraction, 68.9 % is frozen in polar glaciers, 30.8 % is concentrated in underground reserves, and only 0.3 % is available on the surface (USGS, 2019).

In addition to this relative scarcity, water availability faces significant threats linked to excessive anthropogenic pressure on nature's goods and services including rapid population growth, urbanization, pollution, the dynamics of a consumerist society, and an insatiable industrial sector, among others. For example, the agricultural sector accounts for 72 % of global freshwater withdrawals (FAO, 2023). And 20 % is attributed to industry (FAO, 2009). In response to these phenomena, human initiatives continuously emerge and evolve to analyze,

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

disseminate, raise awareness, and counteract the outcomes of this paradigmatic challenge. To this end, concepts such as virtual water and water footprint have been developed, whose academic discussion has intensified, positioning them as indicators of anthropogenic impact on the environment—essential for designing strategies that ensure water sustainability.

However, in non-specialized institutional spheres, there remains a tendency to confuse the conceptual content of these terms or to overlook their distinctions, often limiting the scope of public and private actions aimed at addressing, preventing, and/or remedying water-related issues. In light of this situation, this analysis seeks to clarify the evolution and interconnections of these concepts by identifying research patterns, areas of concentration, and knowledge gaps.

Fundamentally, it aims to understand how these environmental indicators have been developed and applied in scientific literature, as well as their specific complementarities in identifying water consumption patterns, assessing the sustainability of supply chains, and managing sustainable water use practices.

The joint analysis of the concepts of virtual water and water footprint responds to their close theoretical and methodological interrelationship, as well as their positioning within the global debate on sustainable water management. Understanding the specific factors that have driven scientific interest reveals not only thematic specialization patterns by country but also the regional strategic interests linked to the institutional and academic appropriation of these analytical frameworks.

Accordingly, to fulfill this objective, the present document is organized into six sections, and is structured into six sections, including

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 171-208. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-05

this introductory note. The second section presents the background and conceptual boundaries of the analysis. The third describes the research sequence and the analytical tools used to mine information from Elsevier Scopus databases. The fourth section presents the results of the comparative analysis of variables such as authors, citations, funding, fields of knowledge, contributing countries, publication types, and institutional affiliations, among others. The fifth section discusses the findings of the analysis. Finally, the main conclusions of the article are presented, highlighting the existence of methodologies for studying water use, ranging from a strictly volumetric approach to a more complex perspective that considers indirect consumption.

Background

Water is referred to as the universal solvent due to its unique molecular composition; its electric charges allow it to bond with multiple compounds and react with acidic oxides, basic oxides, metals, and nonmetals. It enables the survival of societies, species, and organisms inhabiting the Earth. Beyond the biological needs it fulfills, water is an essential support for activities that sustain human well-being and progress, including primary food production (fishing, agriculture, livestock farming, etc.), energy production, and industrial processes (Larramendi *et al*., 2021).

Among the vast array of biological species on the planet, only humans alter hydrological cycles to meet their needs, often disregarding the damage caused to a resource that, despite its abundance, remains scarce in the face of growing anthropogenic demand (López *et al*., 2017). Since the late 20th century, academic literature has confirmed that the natural availability of water is approaching a critical threshold. Only 0.3

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 171-208. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-05

% of the Earth's water is directly accessible for human consumption without requiring treatment for potability (Lanz, 1995; Murillo *et al*., 2022; Ulloa-Gutiérrez, 2023).

The factors responsible for water pollution stem from human activities, including waste from industrial processes, malfunctioning wastewater treatment plants, leaks from oil pipelines or petroleum derivatives, the disposal or discharge of solid waste, and the release of toxic gases such as carbon monoxide, sulfur dioxide, and nitrogen oxides (Ramos-Mancheno, 2024). The scientific community has developed criteria and procedures to document evidence of these impacts on ecosystems. This is illustrated by the concepts of *virtual water* and *water footprint*. The latter, proposed by Hoekstra (2003), initially faced criticism regarding its relevance for analyzing indirect water use. Critics argued that water resource management should be limited to allocating water to actual users and should not consider the final consumers of goods; they claimed it was inappropriate to hold consumers responsible for the negative impacts of producing external goods or services. However, the academic community adopted the concept as it recognized its complementary value with respect to the term *virtual water*, proposed by Allan (2001) to quantify water inputs in the production of goods and services, particularly in relation to real exports and imports between countries. The *water footprint* concept expanded this by incorporating the assessment of both direct and indirect water consumption throughout the entire production chain (Herrero, 2020). Thus, while the term *virtual water* focused on analyzing the volume of water used —without specifying its characteristics— the concept of *water footprint* enabled a more detailed analysis by including water typologies, proportions, and sources.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 171-208. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-05

In short, the virtual water refers to the total amount of water needed throughout the production of a good —covering cultivation, growth, processing, manufacturing, transport, and sale— even though this water is not contained in the final product; while the water footprint, on the other hand, measures all the water we use in daily life, including that consumed in food production, industrial activities, energy generation, and the water that is polluted or lost during these processes (Conagua, 2007).

Methodology

The database used to support this analysis is Elsevier Scopus, which holds the most relevant record of literature due to its quality standards and ease of virtual access (Salazar-Velázquez & Mejía-Trejo, 2021; Cañedo *et al*., 2010). The second analytical tool is VOSviewer, a preferred software for creating maps from databases, simplifying the graphical representation of co-authorship links, co-occurrence, citations, and bibliographic coupling, which are essential for achieving the outlined objectives (Van Eck & Waltman, 2022). Additionally, the statistical software STATA was chosen for data analysis due to its versatility and advanced imaging capabilities.

The procedure for assessing global scientific production on virtual water and water footprint was based on bibliometric analysis. This technique enables the evaluation of scientific progress across various fields and helps identify knowledge gaps through a systematic review of the existing literature (Palermo & Salazar, 2023).

Based on the selected information filters, the following elements were examined without imposing limitations or exclusions:

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 171-208. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-05

- Authors
- Countries
- Document types
- Institutional affiliations
- Journals
- Keywords within the documents
- Languages
- Sponsors
- Thematic areas

Specific concept exploration

This research accessed the electronic records of the Elsevier Scopus platform, extracted on April 9, 2024, to construct databases related to the conceptual variables specified for the study. The queries were conducted using the terms virtual water and water footprint, following the platform's specifications, which are designed for the English language.

The search process was facilitated by Boolean operators, using "AND" to instruct the search engine to select only publications explicitly related to the predefined concepts. The search commands were structured as follows for each case:

"VIRTUAL" AND "WATER"

"FOOTPRINT" AND "WATER"

As a result of the survey of publications related to specific concepts, the following records were identified from 2001 to the cutoff in 2023:

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 171-208. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-05

- 829 documents related to the concept of *virtual water*.
- 2 738 publications related to the concept of *water footprint*.

The datasets were downloaded in CSV format without excluding any information fields, encompassing the following collections:

Citation data

Includes author(s), document title, year, EID (Editor Identifier), source title, volume, issue, pages, citation count, source and document type, publication cover, DOI (Digital Object Identifier), and open-access status.

Bibliographic information

Covers affiliations, serial identifiers (*e.g.*, ISSN), PubMed ID, publisher, editor(s), original document language, correspondence address, and abbreviated source title.

Abstracts and keywords

Includes abstracts, author keywords, and indexed keywords.

Co-occurrence and authorship

Finally, co-occurrence and authorship mapping were conducted, disaggregated by country, using VOSviewer. This analysis aimed to assess the cohesion and interaction among the variables of interest. It enabled the identification of clusters and provided a visual representation of the

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 171-208. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-05

correlation between the keywords identified through the Scopus search using Boolean operators.

Results

Publications per year

The analysis revealed the annual trend of publications related to the concepts of virtual water and water footprint. The first documents were identified in 2001, with their issuance increasing steadily until 2010. From 2011 onward, literature on the water footprint concept prevailed, growing from one or two annual publications to an exponential increase, reaching 368 publications in 2023. In contrast, studies on virtual water recorded only 59 published documents (Figure 1).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 171-208. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-05

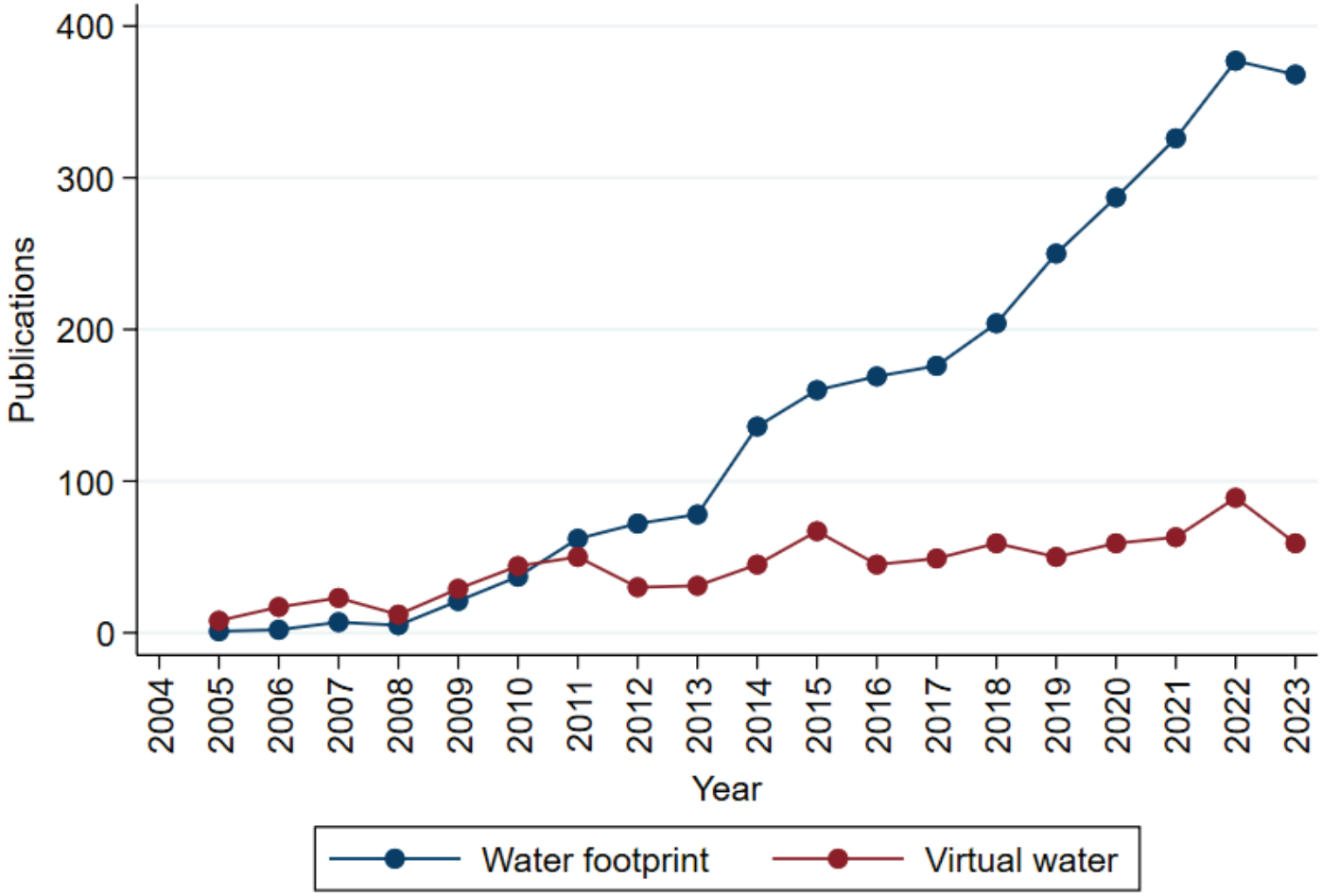


Figure 1. Publications on virtual water and water footprint 2004-2023.Source: Own elaboration with Scopus data 2024.

Publications and quotes by author

The analysis highlights author contributions when they exceed 1 % of the stock identified in the Scopus database. A total of 16 authors specializing in virtual water and 18 focused on the water footprint were identified (Table 1).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 171-208. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-05

Table 1. Notable authorships on virtual water and water footprint Topics. Source: Own elaboration with Scopus data 2024.

Virtual water		Water footprint	
Author	**% of publications**	**Author**	**% of publications**
Hoekstra, A.Y.	2.85	Hoekstra, A.Y.	5.99
Konar, M.	2.36	Wu, P.	3.02
Wu, P.	2.23	Zhuo, L.	2.52
Yang, H.	1.86	Mekonnen, M.M.	2.46
Chen, B.	1.74	Pfister, S.	1.68
Liu, J.	1.61	Wang, Y.	1.62
Wang, Y.	1.61	Cao, X.	1.57
Gao, X.	1.49	Berger, M.	1.46
D´Odorico, P.	1.36	Vanham, D.	1.46
Zhuo, L.	1.24	Sun, S.	1.34
Hanasaki, N.	1.12	Finkbeiner, M.	1.29
Ruddell, B. L.	1.12	Huang, K.	1.23
Sun, S.	1.12	Hong, J.	1.12
Wang, S.	1.12	Gerbens-Leenes, P. W.	1.06
Xu, M.	1.12	Ridoutt, B. G.	1.06
		Wu, M.	1.06
Zhao, X.	1.12	Yu, Y.	1.01
		Wang, L.	1.01

The record of the most cited authors does not correspond to those with the highest number of publications. For example, the volume of literature on virtual water is led by Arjen Y. Hoekstra, with 4 692 documents. However, the leadership in citations belongs to Chapagain, A. K., who has 2 646 publications. The second position is held by Pfister,

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 171-208. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-05

Stephan, with 1 498 (Table 2). These authors report an average of 441 and 250 citations, respectively, while Hoekstra averages 204 citations.

Table 2. Author's on the topic of virtual water: Citations and average per publication. Source: Own elaboration with Scopus data 2024.

	Author	Publication	Citations	Average
1	Chapagain, A.K.	6	2 646	441
2	Pfister, S.	6	1 498	250
3	Hoekstra, A.Y.	23	4 692	204
4	Hanasaki, N.	5	1 001	200
5	Hubaceck, K.	8	1 216	152
6	Liu, J.	12	1 702	142
7	Yang, H.	12	1 600	133
8	Feng, K.	8	808	101
9	Zhao, X.	9	840	93
10	Chen, G. Q.	6	525	88
11	Dódorico, P.	9	781	87
12	Konar, M.	15	833	56
13	Vanham, D.	7	392	56
14	Liang, Sai	7	387	55
15	Chini, C. M.	5	242	48
16	Stillwell, A. S.	5	236	47
17	Zhang, Y.	5	213	43
18	Xu, M.	9	367	41
19	Qu, S.	5	202	40
20	Yang, Z.	7	267	38

Note: Only authors with a minimum contribution of 1 % of the production found in the SCOPUS databases are included.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 171-208. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-05

In the specialized literature on water footprint, there is also no direct correspondence between the most-cited authors and those with the highest number of publications. Mekonnen, M.M. leads the list, averaging 182 citations per publication, surpassing Arjen Y. Hoekstra, who leads in total publications with 151 citations per published work. Pfister, Stephan follows in importance, with an average of 116 citations per publication.

The volume of citations per work received by these three researchers sets them apart significantly from the rest of the academics, whose citation count reaches at most half of the leaders in the list (Table 3).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 171-208. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-05

Table 3. Authors on the topic of water footprint: Average citations per publication. Source: Own elaboration with Scopus data 2024.

	Author	Publications	Number of citations	mean
1	Mekonnen, M.M.	42	7 630	182
2	Hoekstra, A. Y.	103	15 512	151
3	Pfister, Stephan	27	3 119	116
4	Gerbens-Leenes, P.W.	26	1 776	68
5	Vanham, D.	25	1 388	56
6	Berger, M.	26	1 378	53
7	Yu, Y.	18	762	42
8	Finkbeiner, M.	23	839	36
9	Huang, K.	22	774	35
10	Zhao, X.	16	547	34
11	Zhuo, L.	44	1 124	26
12	Sun, S.	24	631	26
13	Shen, X.	17	435	26
14	Wang, Y.	29	693	24
15	Hong, J.	20	467	23
16	Wu, P.	54	1 130	21
17	Cao, X.n	28	551	20
18	Zhai, Y.	17	340	20
19	Wu, M.	19	333	18
20	Wang, L.	18	159	9

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 171-208. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-05

Publication by disciplinary approach

The trends in scientific analyses of water-related topics (Figure 2) reveal similar patterns across all disciplines. The most prominent areas are environmental and earth sciences, which account for 38.29 % of research on water footprint and 42.47 % on virtual water. These are followed by biological sciences, with 14.08 % and 12.39 %, respectively.

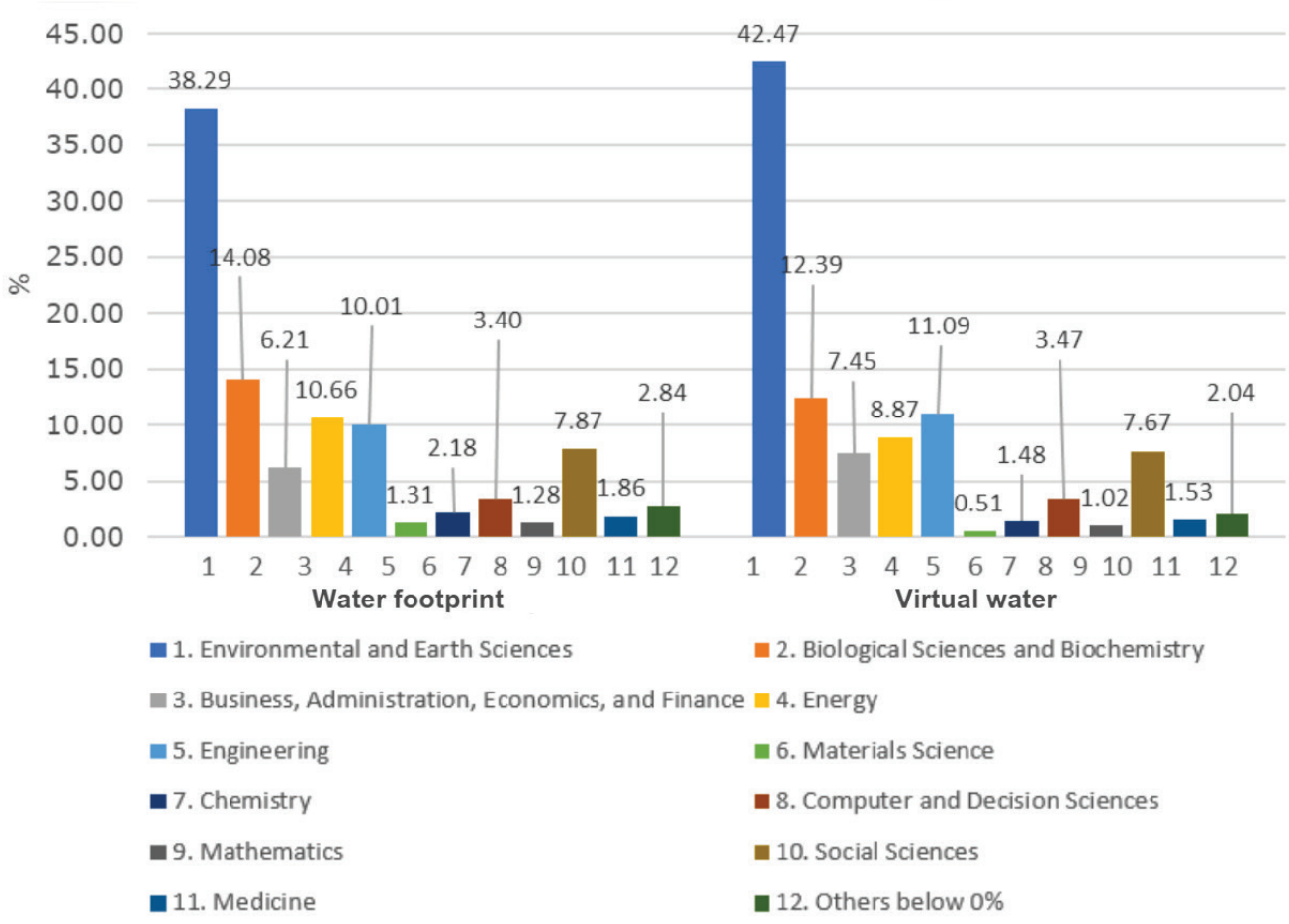


Figure 2. Scientific approaches to the analysis of virtual water and water footprint 2000-2023. Source: Own elaboration with Scopus data, 2024.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

However, other disciplines also play a critical role. Research from sociology, anthropology, and psychology contributes to understanding the social and behavioral dimensions of water consumption. Economic sciences analyze the impact of water use on production systems, markets, finance, and employment.

Additionally, emerging themes arise in fields such as physics (energy), biochemistry (molecular energy), and Earth sciences (geology, oceanography, and astronomy).

The dominance of environmental and biological sciences in studying virtual water and water footprint is due to their intrinsic connection with natural and ecological processes. In contrast, mathematics and social sciences have a smaller but significant impact. Their role in water management research is crucial, as they provide tools and strategies to optimize water usage and understand human consumption behaviors.

Publications by type

The analysis of the databases on academic products confirms the predominance of scientific articles. The proportions correspond to 80 % for products on the topic of water footprint and 78 % for virtual water. The rest of works articulate a similar participation with the exception of book chapter, which favors virtual water (Figure 3).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 171-208. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-05

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

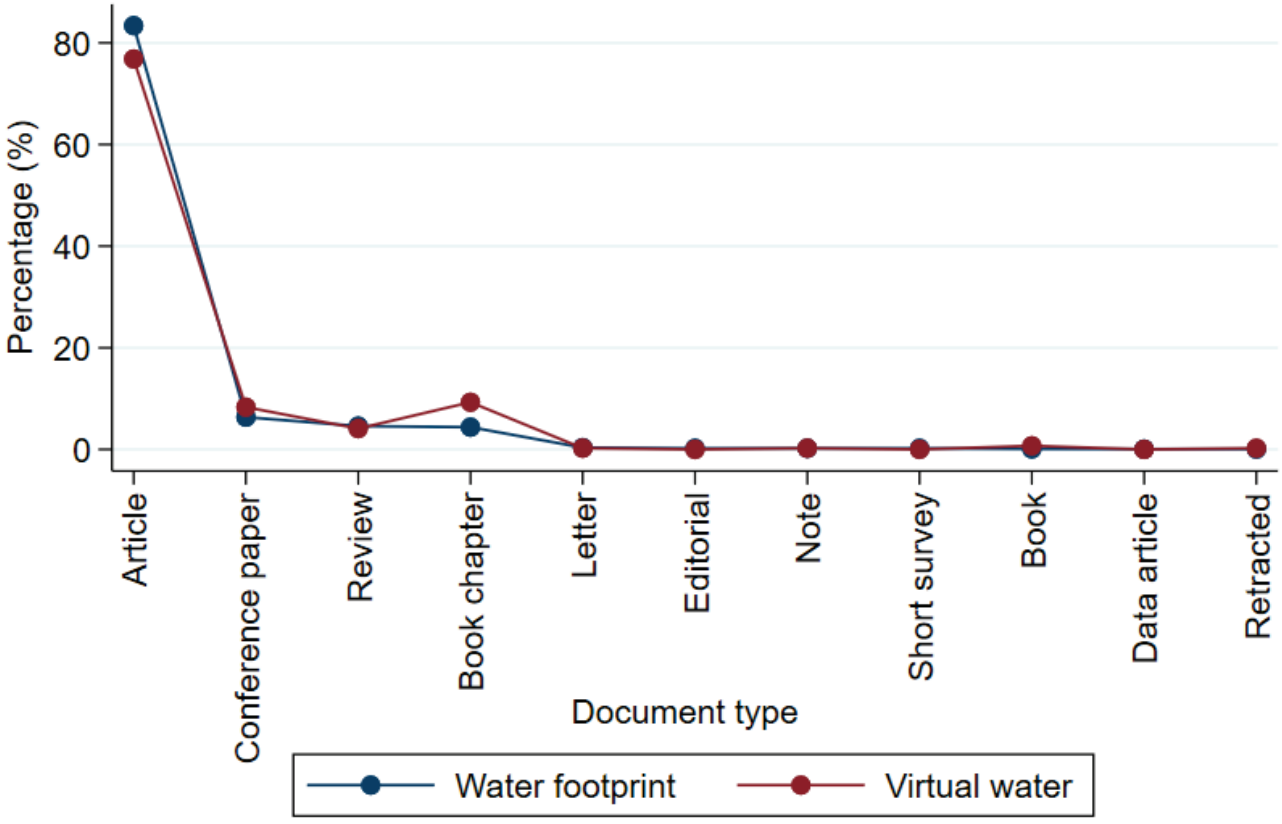


Figure 3. Typology of academic products on virtual water and water footprint, 2005-2023. Source: Own elaboration with Scopus data, 2024.

Publications by country

In the approach to virtual water issues, publications from 16 countries were detected, led by China (27.8 %), the United States (12.3 %), England (6.1 %), The Netherlands (4.3 %), Italy (4.1 %), Germany (3.4 %) and Canada (3.1 %). In addition to this group, there are nine countries with shares of more than 1 % but less than 3 % of publications (Figure 4).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 171-208. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-05

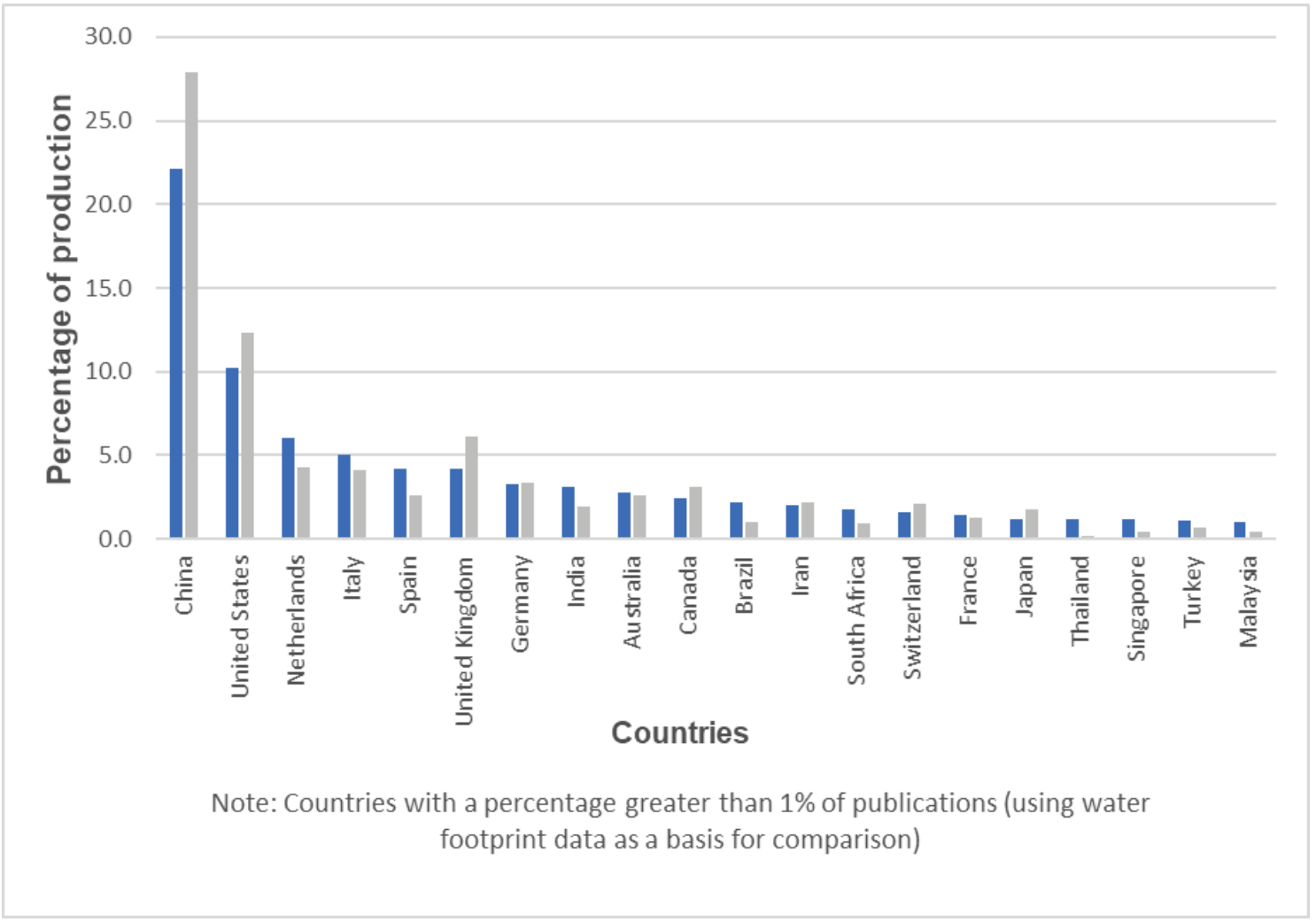


Figure 4. Leading countries in the publication of research on virtual water and water footprint. Source: Own elaboration with Scopus data, 2024.

The leadership of the People's Republic of China has been built with the support of its complex network of links, with the countries with the most publications on the subject (Figure 5): United States, Germany, United Kingdom, Japan and the Netherlands. This group of nations have

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 171-208. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-05

increased their productivity as of 2015 supported precisely by these connections.

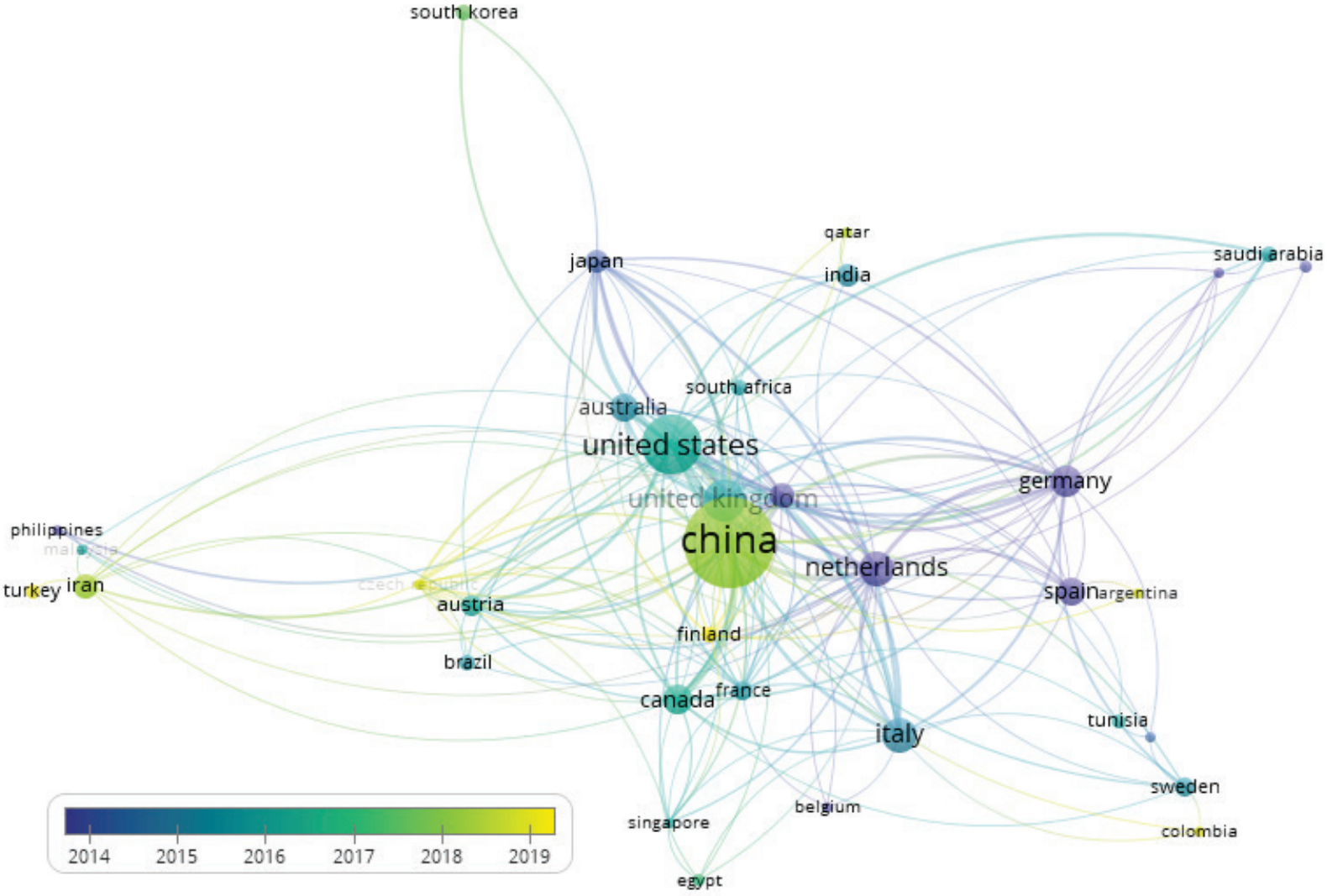


Figure 5. Networks of countries with publications on virtual water, 2005–2023. Source: Own elaboration with Scopus data & VOSviewer 2024.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 171-208. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-05

In relation to the global output of analyses on the water footprint concept, the participation of 19 countries with contributions of more than 1 % is documented. Their contributions account for 76.9 % of the documents recorded up to 2023 (Figure 3). In this configuration, China contributes 22.1 % of the publications, followed by the United States (10.2 %), The Netherlands (6.0 %), Italy (5.0 %), Spain (4.2 %), the United Kingdom (4.2 %), Germany (3.3 %), and India (3.1 %). In addition, 11 countries with shares greater than 1 % but less than 3 % of the total publications detected are included in the group.

The mapping of networks of countries with publications on water footprint confirms China's leadership (Figure 6). Its positioning comprises a complex of interactions with the United States, the Netherlands, Italy, Spain, the United Kingdom and Germany. The network has increased with contributions from countries that, until then, had no relevant participation in water footprint research, such as Brazil (2.2 %), Iran (2.0 %), South Africa (1.8 %), Switzerland (1.6 %), Japan (1.2 %), Thailand (1.2 %), Singapore (1.2 %), Turkey (1.1 %).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 171-208. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-05

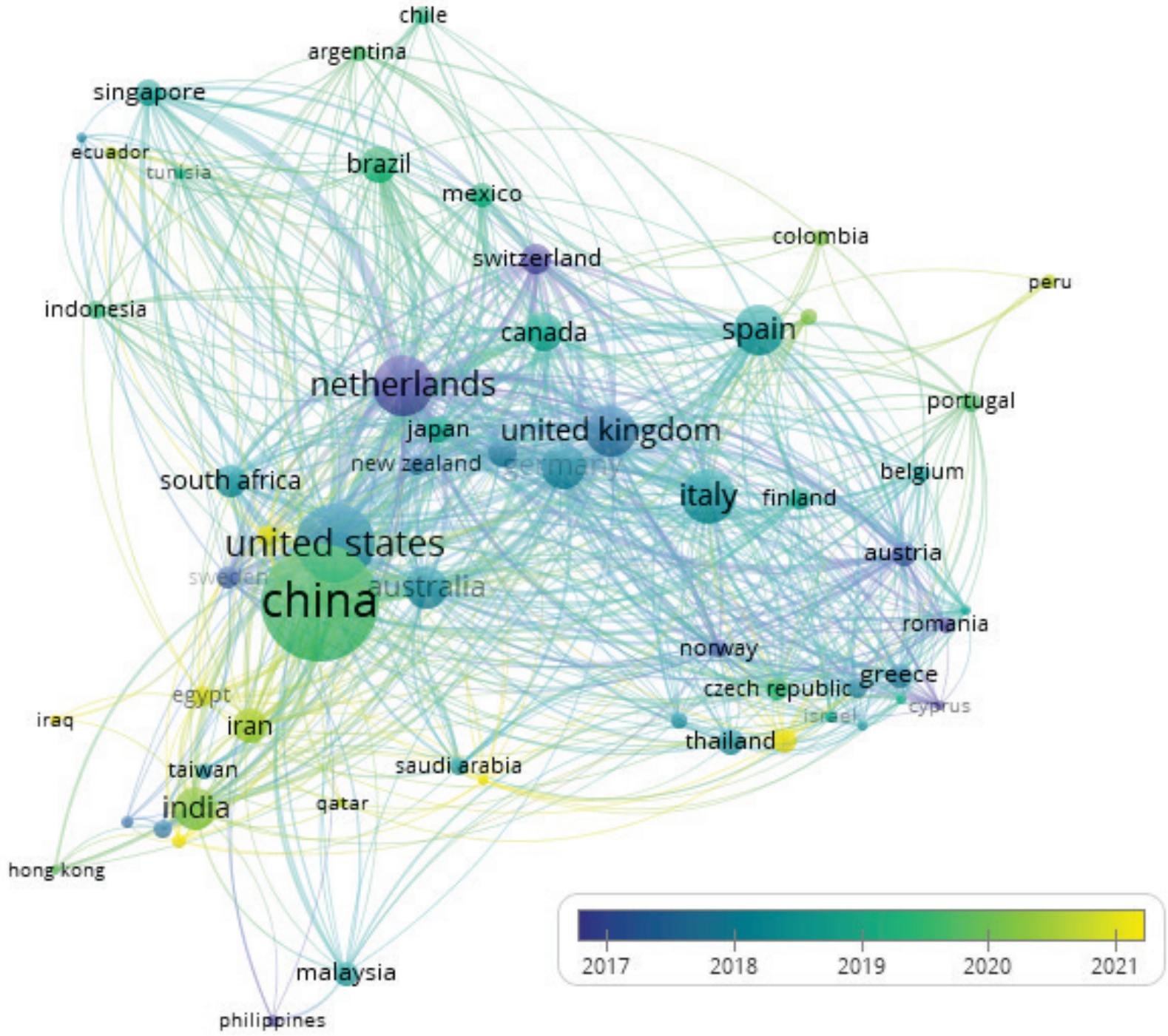


Figure 6. Networks of Countries with Publications on Water Footprint, 2005–2023. Source: Own elaboration with Scopus data & VOSviewer 2024.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 171-208. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-05

Source and institutional affiliation of the thematic areas virtual water and water footprint

Journals that issue at least 0.97 % of publications on water topics account for 57.12 % of the virtual water topic and 63.9 % of the water footprint (Figure 7). The journals *Journal of Cleaner Production*, *Science of the Total Environment*, *Water Switzerland* make up the first three places in these topics with the predominance of water footprint.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 171-208. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-05

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

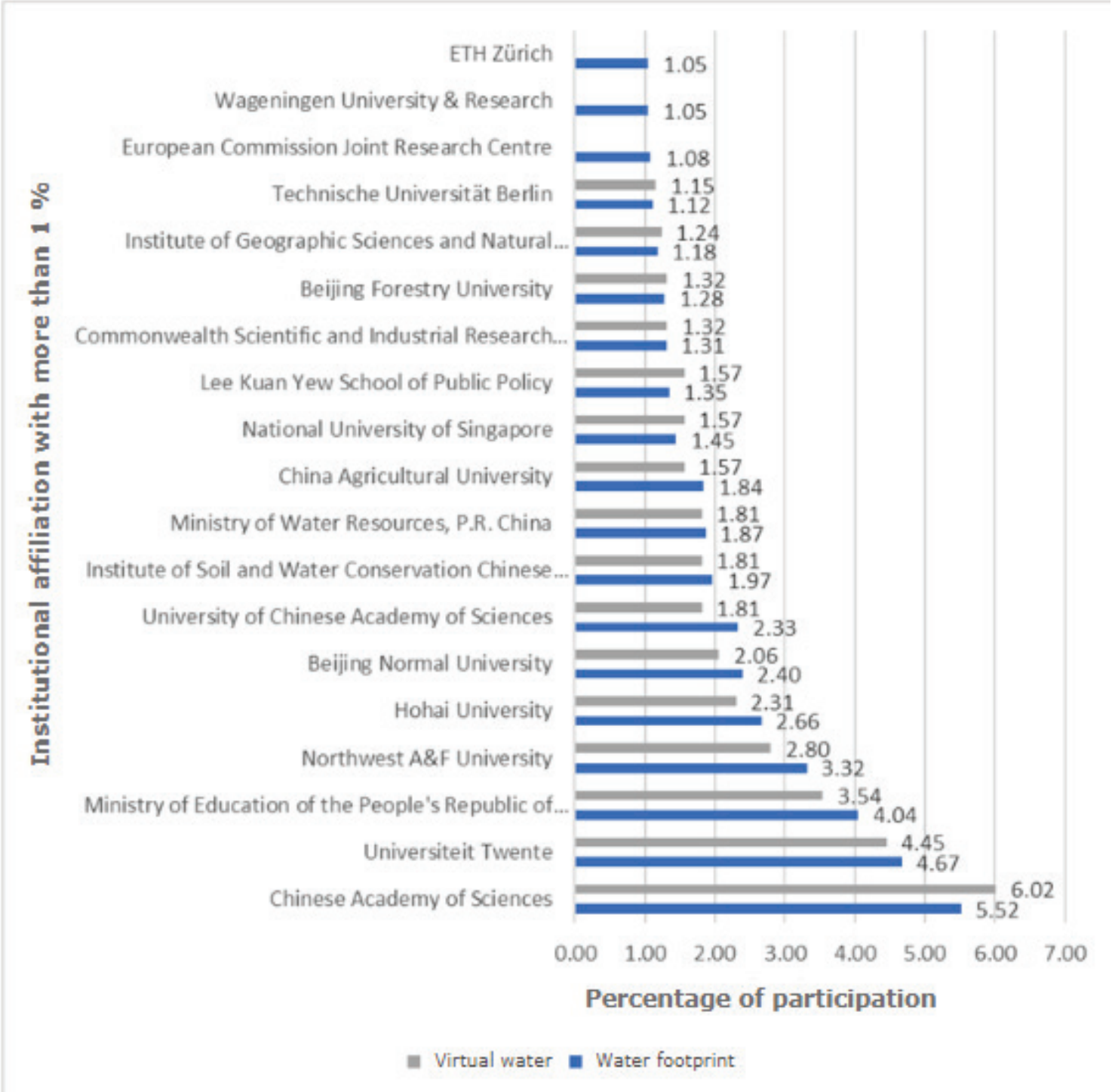


Figure 7. Institutional affiliation of individuals related to the concept of virtual water and water footprint. Source: Own elaboration with Scopus data 2024.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 171-208. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-05

Leading journals in the publication of water footprint and virtual water products

This confirms the leadership and specialization in this area of knowledge by the People's Republic of China, as well as the institutional interest in water issues of those who lead the efforts of the Chinese Academy of Sciences, the Beijing Normal University and the University of Chinese Academy of Sciences (Figure 7).

Funding

Funding for global water research comes mainly from the People's Republic of China, whose institutions jointly support 91 % of research on virtual water and 92.5 % on water footprint. In the field of virtual water, the contributions of the National Natural Science Foundation stand out, which supports 49 % of the research. It is followed by the National Key Research and Development Program (12.3 %); Fundamental Research Funds for the Central Universities of China (8.5 %) and the National Science Foundation of the United States (7.9 %), among the most important.

Global water footprint research is mainly funded by Chinese institutions. The National Natural Science Foundation of China (426) and the National Key Research and Development Program (119) alone have together sponsored 50 % of this century's research. For the United States, the National Science Foundation (70), and for the European community, the Fundamental Research Funds for the Central Universities (68),

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Horizon 2020 Framework Program (4.8 %), European Commission (4.8 %), and the European Regional Development Fund (3.0 %).

Country co-authorship

The international networks of co-authorship in virtual water analysis position China as the central node of collaboration, with the concurrence of the United States and the United Kingdom (Figure 8). The mapping of interconnections is evidence of intense collaboration and interdependence in the construction of specialized work between these countries.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 171-208. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-05

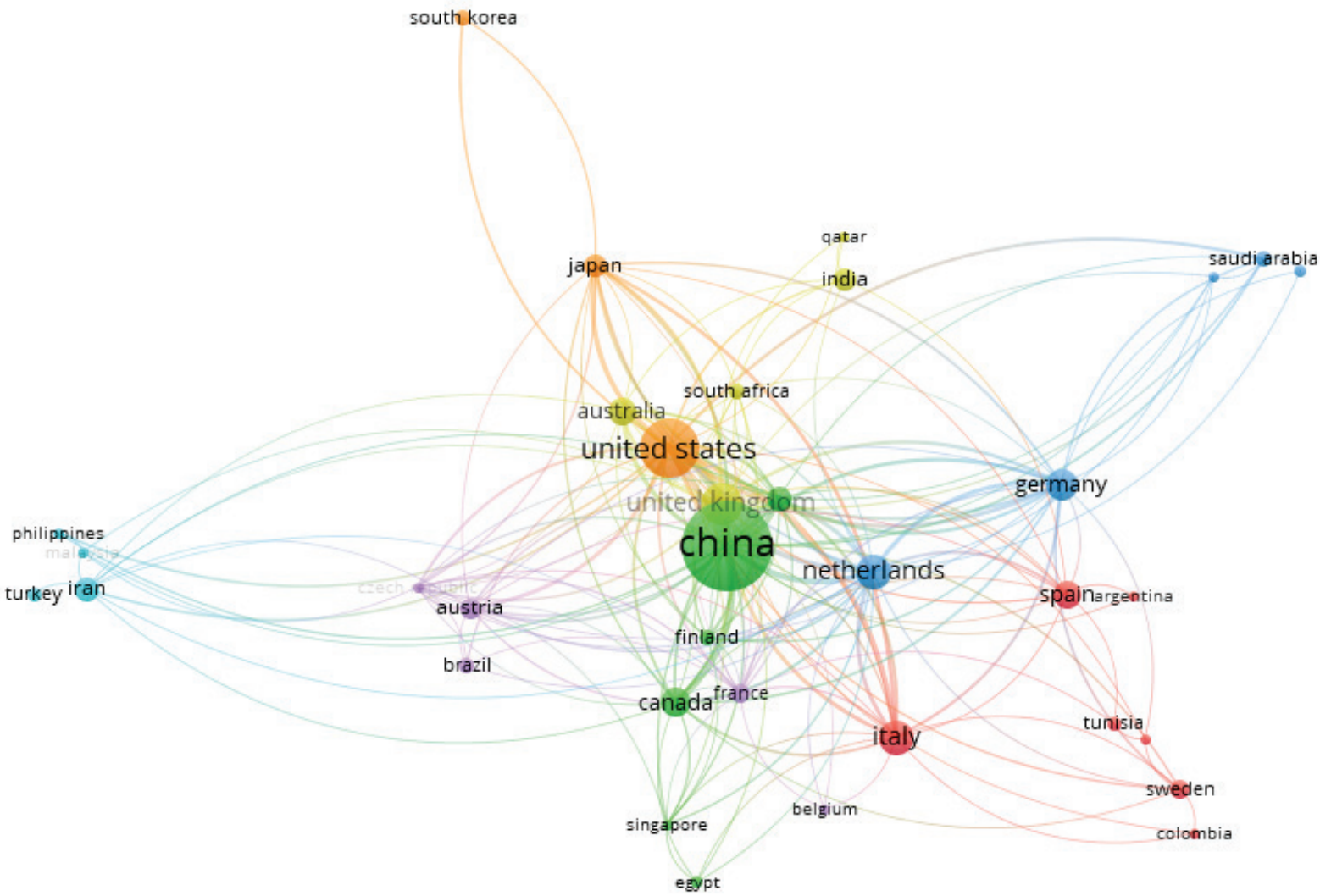


Figure 8. Co-authorship network of countries on the topic of virtual water. Source: Own elaboration with Scopus data & VOSviewer 2024.

Figure 9 describes a network co-authorship collaboration between countries with China as the central node, which confirms its collaborative and knowledge management leadership. Its variety of connections with the United States, United Kingdom, Germany, Japan and other countries confirm the global reach of this topic.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 171-208. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-05

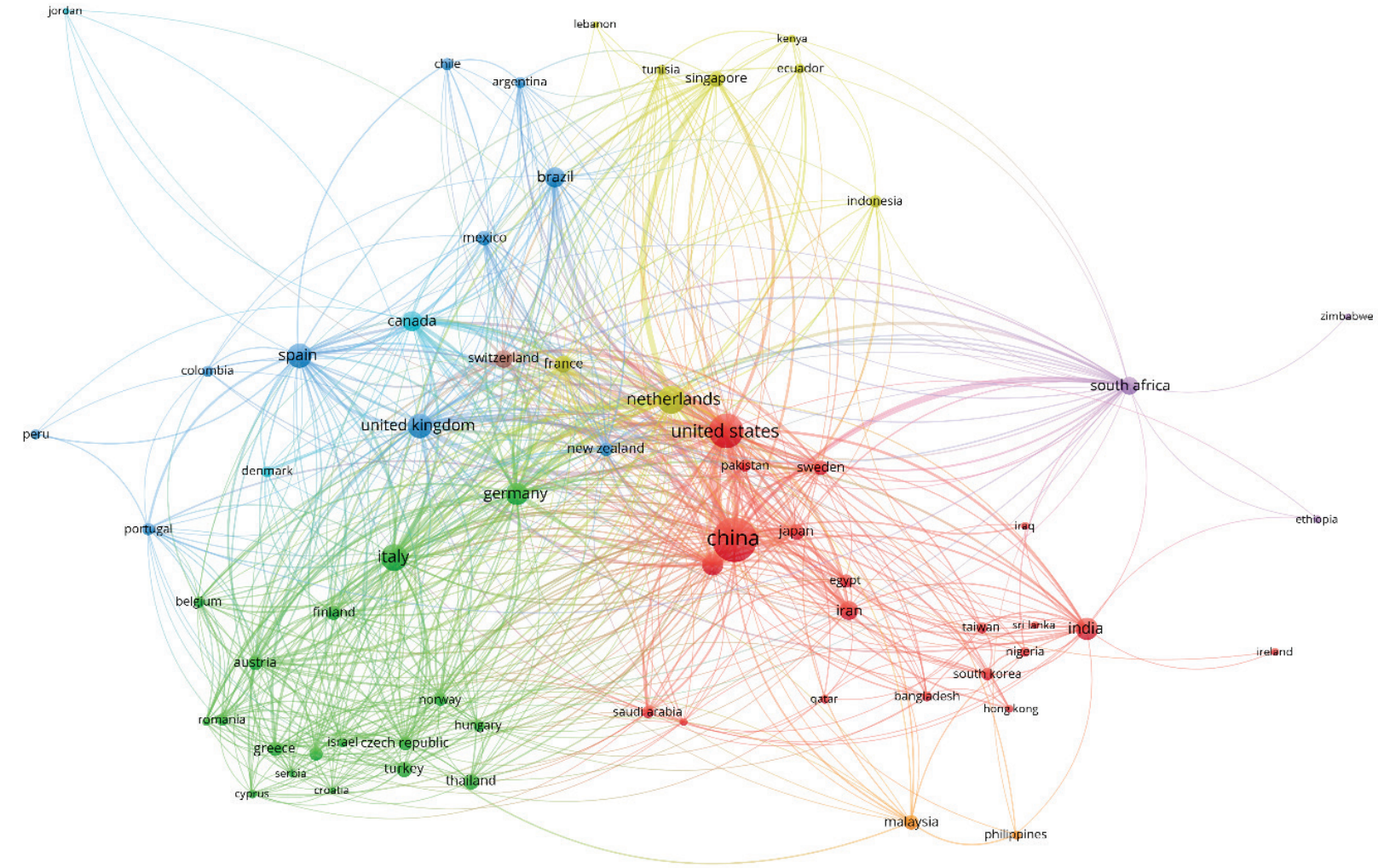


Figure 9. Co-authorship Network of Countries on the Topic of Water Footprint. Source: Own elaboration with Scopus data & VOSviewer 2024.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 171-208. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-05

Discussion

Scientific production on the concepts of virtual water and water footprint displayed similar trends during the first decade of the 21st century. During this period, the academic community emphasized the complementary potential of the water footprint concept, introduced in 2002, in relation to virtual water, proposed in 1993. The water footprint offered a multidimensional and flexible approach to assess the sustainability of a product or system within a spatial and temporal framework (Briones-Cabrera *et al*., 2024). By contrast, virtual water was limited to quantifying the amount of water required to produce a good or service, without considering spatial or temporal variations. These limitations reduced its capacity to analyze pollution and water sustainability, particularly in the context of massive transfers of virtual water across regions, which undermined water security by disrupting the Water-Energy-Food (WEF) nexus, a critical element for sustainable development (FAO, 2015). Following the identification of this nexus at the 2011 World Economic Forum, and the recognition of the relevance of the water footprint for its analysis, a significant increase in specialized literature was observed.

The surge of water footprint research during the second decade of the 21st century did not displace interest in virtual water studies. On the contrary, two academic communities with substantive contributions emerged around each concept, alongside a group of scholars exploring their complementarities and leading global research networks on water issues. Prominent authors include A. Y. Hoekstra, Wu, P., Wang, Y., Gao, X., Zhuo, L., and Wang, S., with Hoekstra being the most prolific and widely cited in both areas. Chapagain and Pfister stand out in virtual water studies, whereas Mekonnen, M. M. is highly regarded in water footprint

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 171-208. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-05

research, according to citation averages.

Bibliometric analyses of co-authorship networks reveal structural differences: Research on virtual water exhibits less cohesive academic communities with fewer central nodes, while water footprint studies show greater interconnectedness, fostering methodological convergence and the consolidation of analytical standards. This cohesion may partly explain the growth and visibility of the water footprint concept.

Regarding disciplinary composition, environmental and Earth sciences predominate, with a strong ecological orientation. Some perspectives have criticized the fact that more effort has been devoted to methodological development and dissemination of both concepts than to the analysis of power relations underlying such flows (Beltrán & Velázquez, 2021). From the mid-2010s onwards, the incorporation of transdisciplinary approaches based on mixed methods has become more visible, with contributions from the social sciences, environmental economics, and, to a lesser extent, ecological economics. The limited participation of the latter is striking, given the high relevance of virtual water and water footprint indicators in making visible the distributive ecological conflicts generated by the social metabolism of the economy (Beltrán & Velázquez, 2021). These debates are consistent with the growing interest of global public policy in the face of climate change and population growth, considering the strategic role of water in sustainability and development (Chaparro & Leguizamón, 2022).

Nevertheless, despite the increased global interest in water-related phenomena, the dominant channel of dissemination remains scientific journal articles, highlighting a production profile more oriented toward the academic community than toward public outreach or policymaking.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 171-208. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-05

In this context, international collaboration networks are emerging to manage water issues in agriculture, the environment, human settlements, industry, health, and climate change. China leads in knowledge production and dissemination, as well as in supporting academic institutions through funding for specialists in virtual water and water footprint research. The United States and several European countries follow in importance. Conversely, the limited participation of developing countries reflects a structural bias in knowledge generation, potentially restricting the inclusion of local perspectives on water-related challenges in vulnerable regions. Such is the case in Latin America, where, according to CEPAL (2021), there are persistent gaps and imprecisions in water consumption data at the subnational scale.

Conclusions

The global water reserves available for human use are finite and unequally distributed; more than 60 % of these reserves are concentrated in just 10 countries. The amount of usable freshwater per person in the Middle East and North Africa is only a fraction of what is available in Latin America. Even in countries with abundant water reserves, some regions can experience severe water scarcity. Furthermore, future water availability is subject to significant changes due to climatic variations, seasonal changes, droughts, and floods.

These phenomena highlight the importance of prioritizing environmental education and building values that support the sustainable use of water resources. Raising awareness about the consequences of irrational resource use should be an integral part of human education and development. Undoubtedly, this requires a massive interdisciplinary

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 171-208. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-05

effort, supported by all scientific fields contributing to environmental discourse (Caycedo & Trujillo, 2020).

Review analyses help researchers synthesize and construct scientific assumptions, identify trends, patterns, and statistical inferences to formulate hypotheses, characterize the state of the art in the field, and highlight new knowledge gaps. This research specifically aimed to examine the bibliometric characteristics of the concepts of virtual water and water footprint. The results reveal the relevance of these topics, not only through the continuous increase in publications but also through the growing collective awareness regarding the importance of managing water sustainability. This is reflected in the expansion of research coverage across different regions, which increasingly subscribe to the study of these concepts.

The analysis of publications related to virtual water and water footprint reveals a significant shift over time. Initially, both topics emerged in the early 21st century, growing almost in parallel until 2010, with virtual water leading in publications. However, from 2011 onward, publications on Water Footprint have seen continuous growth up to 2023. This shift reflects the increasing need to understand, measure, and manage water sustainably across various human activities.

Similarly, the data analysis helps explain how virtual water and water footprint concepts have grown together but have diverged over time due to the need for specialization and in-depth research. Despite their differences, both concepts serve as essential tools for educating, measuring, and illustrating to the general public the impact of mass consumption of goods and services on water resources.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 171-208. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-05

Thus, the importance of studying virtual water and water footprint lies in reassessing the value of water and recognizing its significance in fostering collective action for its protection. Ensuring responsible water management is essential to preserving this invaluable resource, securing a sustainable and equitable future for future generations, and maintaining the balance of ecosystems and life itself.

References

Allan, J. A. (2001). *The Middle East water question: Hydropolitics and the global economy*. I. B. Tauris & Co Ltd. https://doi.org/10.5040/9780755611942

Beltrán, M. J., & Velázquez, E. (2021). La ecología política del agua virtual y huella hídrica. Reflexiones sobre la necesidad de un análisis crítico de los indicadores de flujos virtuales de agua en la economía. *Revista de Economía Crítica*, 20, 44-56. https://revistaeconomiacritica.org/index.php/rec/article/view/85

Briones-Cabrera Pinedo, R. F., Aguilar, C. B. B., Torres, P. H. A., & Urrutia, G. E. (2024). *Huella hídrica y agua virtual: desde el enfoque global hasta el regional*. Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional de Cajamarca. https://doi.org/10.13140/RG.2.2.20613.15846

Cañedo, A. R., Rodríguez, L. R., & Montejo, C. M. (2010). Scopus: la mayor base de datos de literatura científica arbitrada al alcance de los países subdesarrollados. *Revista Cubana de ACIMED*, 21(3), 270-282. http://scielo.sld.cu/pdf/aci/v21n3/aci02310.pdf

Caycedo, L. L., & Trujillo, S. D. M. (2020). Concepto del agua y sus implicaciones en la formación ambiental. *Revista Boletín REDIPE*, 9, 31-70. https://doi.org/10.36260/rbr.v9i7.1018

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Chaparro, B. N., & Leguizamón, Á. A. M. (2022). Estrategia y geopolítica del agua en América Latina: una óptica desde la inteligencia estratégica. *Perspectivas en Inteligencia*, 14(23), 147-167. https://doi.org/10.47961/2145194x.337

CEPAL, Comisión Económica para América Latina y el Caribe. (2021). Introducción. In: Ballestero, V. M., Bautusta, J., Chávez, G., Dourojeanni, A., Embid, A., Hantke-Domas, M., Jouravlev, A., Liber-Justo, M., López Lee, T., Liber, M., Naranjo, L., Peña, H., Saulino, F., Solanes, M., Willaarts, B., & Zegarra, E. (eds.). *Textos seleccionados 2002-2020. Reflexiones sobre la gestión del agua en América Latina y el Caribe*. Naciones Unidas. https://repositorio.cepal.org/server/api/core/bitstreams/e5df0bb6-9457-439f-aa2c-9b1d1b1b1518/content

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2007). *El agua virtual y la huella hídrica*. https://www.conagua.gob.mx/conagua07/contenido/documentos/infografía%20huella%20hídrica.pdf

FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2009). *Obtener más alimentos-Utilizar menos agua*. https://www.fao.org/fileadmin/user_upload/newsroom/docs/water_es.pdf

FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2015). *Openknowledge*. https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/81ec2b6c-deb7-4b5c-8d76-1f85ea0ef51f/content

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2023). *Tema bienal para 2024-25: gestión de los recursos hídricos para lograr las cuatro mejoras (una producción, una nutrición, un medio ambiente y una vida mejores) con miras al cumplimiento de la Agenda 2030 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible*. Organization of the United Nations. https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/9f7bacd6-e43e-415c-89b4-b9ca98b779ef/content

Herrero, A. C. (2020). *Huella hídrica y agua virtual*. Fundación Naturaleza para el Futuro. https://www.naturalezaparaelfuturo.org/assets/pdfs/HH-y-Agua-virtual.pdf

Hoekstra, A. Y. (2003). Virtual water: An introduction. In: *Virtual water trade. Proceedings of the International Expert Meeting on Virtual Water Trade*. https://www.worldwatercouncil.org/fileadmin/wwc/Programs/Virtual_Water/VirtualWater_Proceedings_IHE.pdf

Lanz, K. (1995). *The Greenpeace book of water*. Sterling Publishing Co., Inc. https://archive.org/details/greenpeacebookof00lanz/page/n5/mode/2up

Larramendi, B. E. M., Verdecia, M. G., & Plana, C. M. A. (2021). *Escasez y contaminación del agua, realidades del siglo XXI*. 16 de abril, 259(60), 1-7. http://www.rev16deabril.sld.cu/index.php/16_04/article/view/854

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

López, C. A., Zambrano, L., Ruiz, O. R., Guzmán, M. A., Pérez, E. R., Sandoval, R., Hatch, K. G., Pineda, P. N., Caldera, A., & Pacheco-vega, R. (2017). *El agua en México: actores, sectores y paradigmas para una transformación social-ecológica*. Friedrich-Ebert-Stiftung. http://centro.paot.org.mx/documentos/paot/libro/aguaen_mexico.pdf

Murillo, S. E. P., Castro, R. M. D. C. R., Manosalva, G. V., & Nevárez, E. M. Z. (2022). Sistema de potabilización de agua en zonas rurales. *Revista Ibérica de Sistemas y Tecnologías de Información*, (48), 563-575. https://scholar.google.com/citations?view_op=view_citation&hl=es&user=vyRZGjYAAAAJ&citation_for_view=vyRZGjYAAAAJ:hMod-77fHWUC

Palermo, G. B., & Salazar, V. R. (2023). Transporte en la logística verde: análisis bibliométrico. *Revista Inquietud Empresarial*, 23, 1-19. https://doi.org/10.19053/01211048.15998

Ramos-Mancheno, A. D. de J. (2024). Efectos del consumo de agua contaminada en la calidad de vida de las personas. *Polo del Conocimiento*, 9(1), 614-632. https://doi.org/10.23857/pc.v9i1.6396

Salazar-Velázquez, R., & Mejía-Trejo, J. (2021). Industria 4.0 dentro de la innovación: análisis bibliométrico. *Nova Scientia*, 13(27), 1. https://doi.org/10.21640/ns.v13i27.2812

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Ulloa-Gutiérrez, D. V. (2023). *Estimación y análisis de la producción de lodos provenientes de la planta de producción de agua potable del municipio de Apartadó: métodos de estandarización, estimación y reducción del impacto ambiental en las fuentes superficiales del municipio de Apartadó* (tesis, Ingeniería Bioquímica). Universidad de Antioquia, Carepa-Antioquia, Colombia. https://bibliotecadigital.udea.edu.co/server/api/core/bitstreams/a09b0952-f5b3-453e-9790-a32e4821baa6/content

USGS, United States Geological Survey. (2019). *How much water is there on earth?* U.S. Government. https://www.usgs.gov/water-science-school/science/how-much-water-there-earth

Van Eck, N. J., & Waltman, L. (2022). *VOSviewer Manual*. Universiteit Leiden. https://www.vosviewer.com/documentation/Manual_VOSviewer_1.6.18.pdf

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

Artículos

Hacia un plan integral de sostenibilidad hídrica para el Valle Metropolitano de San Luis Potosí

Towards a comprehensive water sustainability plan for the Metropolitan Valley of San Luis Potosí

Jonathan Abraham Quintero-García[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-0357-016X

[1]El Colegio de San Luis, A. C., San Luis Potosí, México, jonathan.quintero@colsan.edu.mx

Autor para correspondencia: Jonathan Quintero, jonathan.quintero@colsan.edu.mx

Resumen

En el presente trabajo se analiza el proceso del agua gestionada en el Valle Metropolitano de San Luis Potosí (VMSLP) frente a un complejo escenario en torno al recurso hídrico. Derivado de un estudio multifactorial sobre tal problema, el objetivo de este apartado fue determinar, analizar y explicar el sistema urbano del agua en el valle, el cual permitió la identificación, análisis, relación y comprensión de diversos conflictos que conforman la problemática del agua en la región, y que suelen ser desconocidos para gran parte de la población y omitidos por

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

las administraciones. A través de una revisión exhaustiva de literatura científica de distintos campos especializados en el tema, así como de la recopilación de datos de diversas fuentes y la consulta de actores clave del sector gubernamental de todos los niveles, sector académico, organismos descentralizados y civiles, comunidades y grupos afectados de la población, se generó un modelo del sistema urbano del agua y se realizó un análisis detallado sobre este. Los resultados permitieron identificar y analizar los principales conflictos del agua en cada etapa del sistema, externalidades, consecuencias, actores involucrados, sus roles, y establecer las relaciones causales y agravantes entre ellos. Con base en este diagnóstico se propusieron pautas para el desarrollo de un plan de gestión integral y sostenible del agua local, humanista, multidisciplinario y participativo para abordar las causas profundas del problema y ofrecer soluciones sostenibles a largo plazo, lo cual resultó en la propuesta de un nuevo modelo de sistema hídrico.

Palabras clave: gestión de los recursos hídricos, conflicto relacionado con el agua, desarrollo sostenible, zona urbana, participación comunitaria, México.

Abstract

This paper analyzes the water management process in the Metropolitan Valley of San Luis Potosí (VMSLP) in the face of a complex water resource scenario. Based on a multifactorial study of this problem, the objective of this section was to determine, analyze, and explain the valley's urban water system. This allowed for the identification, analysis, correlation, and understanding of various conflicts that constitute the region's water issues and are often unknown to a large part of the population and ignored by

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

public authorities. Through an exhaustive review of scientific literature from different specialized fields on the subject, as well as the compilation of data from various sources and consultations with key stakeholders from all levels of government, academia, decentralized and civil organizations, communities, and affected population groups, a model of the urban water system was generated, and a detailed analysis was conducted. The results allowed for the identification and analysis of the main water conflicts at each stage of this system, including externalities, consequences, actors involved, and their roles, as well as the establishment of causal and aggravating relationships between them. Based on this diagnosis, guidelines were proposed for the development of a comprehensive and sustainable local water management plan, a multidisciplinary, participatory, and humanistic approach to address the root causes of the problem and offer long-term sustainable solutions. This resulted in the proposal for a new water system model.

Keywords: water resources management, water conflicts, sustainable development, urban areas, community participation, Mexico.

Recibido: 21/04/2025

Aceptado: 12/10/2025

Publicado *ahead of print*: 28/10/2025

Versión final: 01/07/2026

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

Introducción

Los estudios del agua han cobrado cada vez más importancia en el escenario actual, marcado por el cambio climático y la creciente escasez de este recurso esencial en varias partes del mundo. A pesar de la complejidad de la situación hídrica, las soluciones más comunes suelen ser tecnocráticas y unidimensionales, enfocándose principalmente en la construcción de infraestructura para aumentar la oferta de agua, sin tener en cuenta de manera adecuada las dimensiones sociales, ambientales, políticas y culturales que forman parte del problema.

Este enfoque, que se limita a aumentar la disponibilidad del recurso y enmascara un proceso crónico de extracción constante, se vuelve cada vez más insostenible ante factores como el veloz crecimiento poblacional, la urbanización descontrolada, la industrialización intensiva, y los patrones de consumo y producción de la cultura global hegemónica (Bauman, 2022; Bauman, 2007; Peña, 2013). Dicho modelo, que se basa en la noción de crecimiento ilimitado y acumulación de capital en pocas manos, intensifica la sobreexplotación de recursos naturales que ya son escasos, lo que a su vez genera numerosas externalidades sociales y ambientales que afectan directamente a las comunidades, ecosistemas y biodiversidad.

En tal contexto, este estudio se centra en analizar el sistema hídrico del Valle Metropolitano de San Luis Potosí (VMSLP). El modelo desarrollado permitió observar cómo se comporta el agua en el entorno urbano de la región, los procesos de gestión para el suministro, los actores involucrados y los conflictos que surgen. El conjunto de estos conflictos es lo que por lo común se conoce como "crisis hídrica", cuyo deterioro en el VMSLP se ha vuelto especialmente visible en las últimas décadas, en

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

un contexto global de cambio climático y degradación ambiental que acentúa las desigualdades sociales y territoriales (Quintero-García, 2025).

La creciente sobreexplotación hídrica del entorno urbano, más impulsada por estilos de vida consumistas que por necesidades básicas (Peña, 2013), ha aumentado la presión sobre los ecosistemas y llevado al agotamiento de fuentes de agua superficial y subterránea, que son las principales fuentes de abastecimiento en las ciudades (Quintero-García, 2025). Ante la insuficiencia de estas fuentes se ha recurrido a traer agua de lugares cada vez más lejanos, lo que profundiza la huella ecológica y los conflictos ambientales relacionados (López-Álvarez, 2021).

En este sentido es crucial comprender el "ciclo de vida" del agua en las ciudades: ¿de dónde viene el agua que consumimos?, ¿qué procesos hacen posible su disponibilidad diaria?, ¿qué implicaciones sociales y ambientales tiene este proceso? Siguiendo la perspectiva crítica de Leonard (2010), que estudia la producción y el consumo de bienes en relación con sus efectos externos, este trabajo busca plantear esas mismas preguntas sobre el agua, un recurso vital para la vida que, no obstante, suele ser poco visible en términos de sus trayectorias y costos reales.

Para abordar tales preguntas, la investigación se apoyó en un enfoque interdisciplinario que combinó revisión de documentos, trabajo de campo y entrevistas con actores clave. Contamos con la colaboración de representantes de distintas instituciones gubernamentales (Comisión Nacional de Agua, Conagua; Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Semarnat; Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Conanp; la Comisión Estatal del Agua, CEA, de San Luis Potosí; y el Organismo Intermunicipal Metropolitano de Agua Potable, Alcantarillado,

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

Saneamiento y Servicios Conexos de San Luis Potosí, Interapas); del ámbito académico (El Colegio de San Luis, Universidad Autónoma de San Luis Potosí), así como de organizaciones civiles y grupos ciudadanos como el Consejo Hídrico Estatal, el Comité Técnico de Aguas Subterráneas, Guardianes de la Sierra y la Contraloría Autónoma del Agua del Estado de San Luis Potosí.

La información recopilada permitió modelar el sistema hídrico urbano del VMSLP, ofreciendo un marco analítico y metodológico que pone de relieve la complejidad de la crisis hídrica en la región. A partir de este diagnóstico, se propuso un plan integral con estrategias y acciones multifactoriales, orientadas a construir un modelo de gestión hídrica que sea sostenible, justo y adaptado a las condiciones sociales y ambientales de la región.

Materiales y métodos

El presente estudio, centrado en la compleja problemática del agua en el VMSLP y en el análisis detallado de su sistema hídrico urbano (Quintero-García, 2025), se sustentó en una metodología rigurosa que combinó la revisión de fuentes documentales con trabajo de campo (Figura 1).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

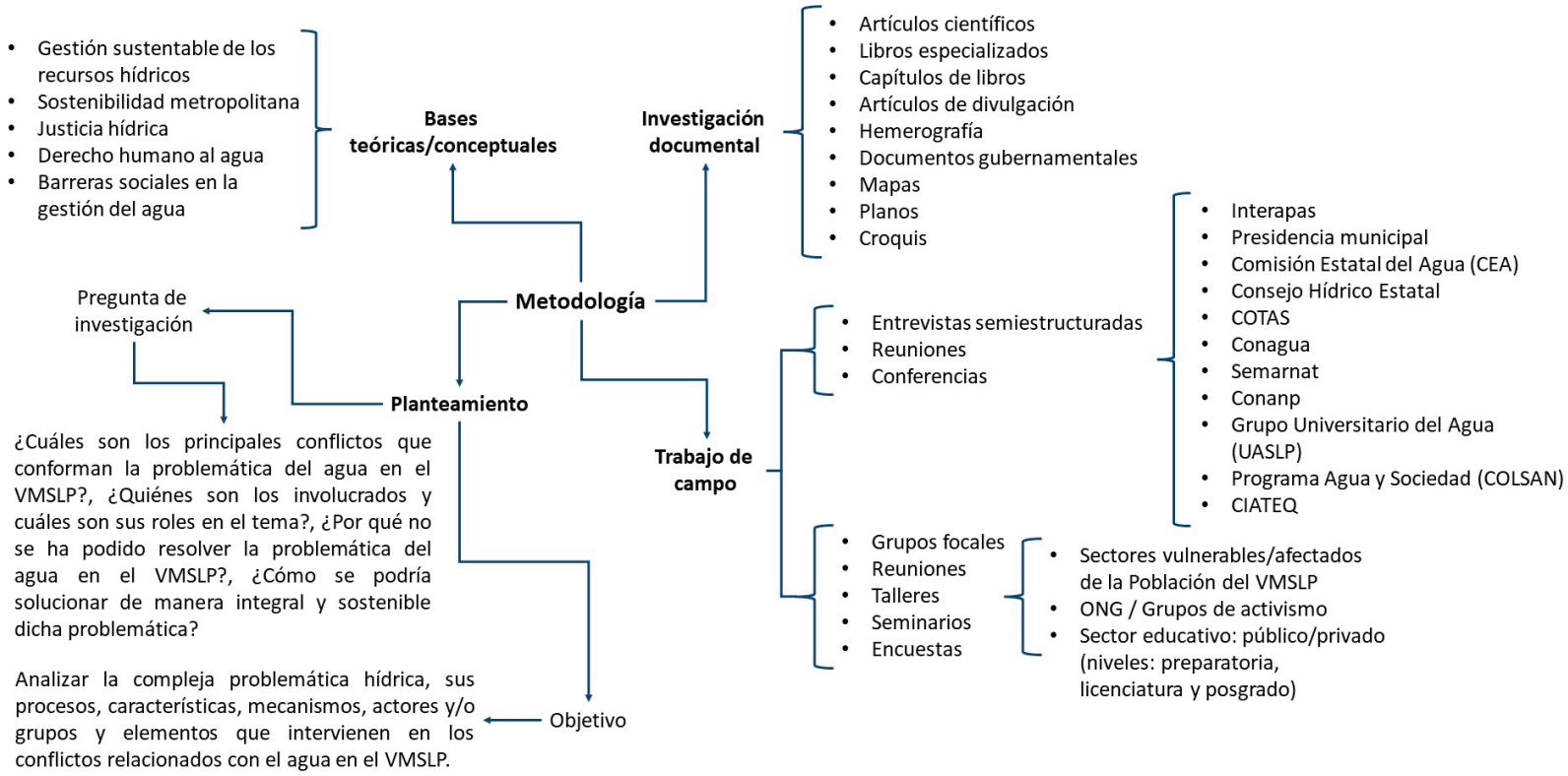


Figura 1. Metodología del trabajo de investigación. Fuente: Quintero-García (2025).

Revisión documental

En primer lugar, se llevó a cabo una exhaustiva revisión de la literatura científica, técnica y normativa como la Ley de Aguas Nacionales, Reglamento de la Ley de Aguas Nacionales, Normas Oficiales Mexicanas, Ley Federal de Equilibrio y Protección Ambiental, Ley General de Bienes Nacionales, Ley de Aguas para el Estado de San Luis Potosí y Ley Ambiental del Estado de San Luis Potosí, entre otras relacionadas con la gestión del agua en el caso de estudio. Además, se consultaron bases de datos especializadas, reportes gubernamentales, publicaciones académicas y artículos científicos, con el objetivo de obtener un panorama

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

general de la problemática hídrica y de identificar los principales factores que la influyen.

Trabajo de campo

Para complementar la información obtenida a través de la revisión documental, se realizaron diversas actividades de campo, las cuales incluyeron:

- **Entrevistas a actores clave**: se entrevistó a representantes de los principales actores gubernamentales involucrados en la gestión del agua. En el nivel federal, se consultó a funcionarios de Semarnat, la Conagua y la Conanp. En el ámbito estatal, se entrevistó al titular de la CEA. En lo local, se realizaron reuniones con el presidente municipal y directivos del organismo operador Interapas.

- También se **consultaron expertos** de instituciones académicas, como la Universidad Autónoma de San Luis Potosí (a través de su Grupo Universitario del Agua) y El Colegio de San Luis, A. C. (en particular, con el Programa Agua y Sociedad), y de organismos civiles y consejos consultivos (Consejo Hídrico Estatal, Comité Técnico de Aguas Subterráneas del Acuífero del Valle de San Luis, Contraloría Autónoma del Agua del Estado de San Luis Potosí y Guardianes de la Sierra, entre otros).

- **Participación en reuniones y talleres**: se participó en reuniones y talleres organizados por organizaciones civiles, estudiantes del sector público y privado de nivel licenciatura y posgrado, y comités ciudadanos de sectores afectados; esto permitió conocer de primera mano las perspectivas y estrategias de cada uno de ellos.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

- **Recolección de datos primarios**: se recolectaron datos primarios a través de las entrevistas, talleres y reuniones con los diferentes grupos de involucrados.

Análisis comparativo

Se analiza y compara la información recolectada, características, actores involucrados, impactos y consecuencias con otros casos de estudio: Ciudad de México (Pastrana-Miranda & González-Caamal, 2022), Monterrey (Ramírez-Pichardo, 2024), Tijuana (Miranda *et al*., 2023), Querétaro (Bajo Tierra Museo del Agua, 2023; Granados-Ramírez & Villaseñor-Franco, 2007) y Guanajuato (Rocha-Díaz *et al*., 2024), las cuales presentan características, condiciones y problemas hídricos similares.

Con base en la información recabada en la revisión de documentos y el trabajo de campo, se construyó un modelo conceptual del sistema urbano del agua en el VMSLP. Este modelo integró de forma sistémica los distintos elementos del sistema hídrico, como las fuentes de agua, la infraestructura, los procesos de gestión, los actores involucrados y cómo interactúan entre sí.

Para entender la complejidad de los problemas de agua en el VMSLP, se empleó un enfoque sistémico (Martínez-Austria & Vargas-Hidalgo, 2016) y correlacional (Menchaca-Dávila, 2020). Esta metodología nos ayudó a identificar y analizar cómo se conectan múltiples variables, factores y subestructuras que, juntas, forman la estructura general del problema (Quintero-García, 2025).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

Con apoyo de estudios y trabajos de investigación de distintos campos de estudio, este modelo permitió identificar, categorizar y caracterizar una amplia gama de conflictos hídricos latentes y manifiestos, que se encuentran interconectados y coevolucionan en un sistema complejo. Esto se logró a través de un análisis detallado de las relaciones causales entre los diversos elementos del sistema (Figura 2).

La Figura 2 ilustra la complejidad del problema del agua en el VMSLP. Se construyó a partir de la identificación y conexión de conflictos relacionados con el agua, así como de los responsables y actores involucrados, utilizando información de diversos estudios y entrevistas. Se observa una red de conflictos políticos, administrativos, técnicos, sociales, ambientales y territoriales, entre otros, los cuales se agravan por los efectos del cambio climático, como la incertidumbre pluvial y la recurrencia de sequías extremas.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

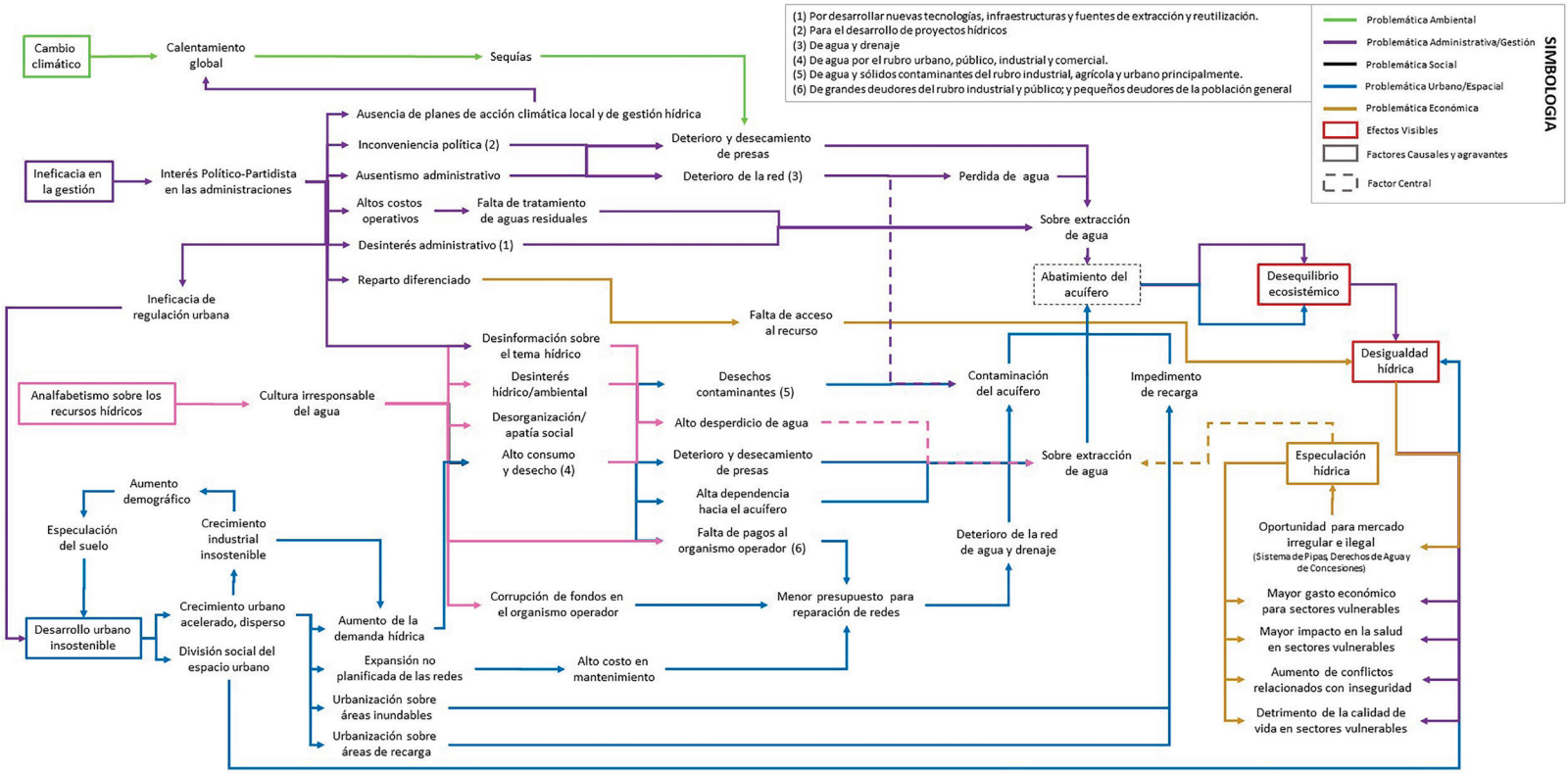


Figura 2. Problemática hídrica en el Valle de Potosino. Fuente: Quintero-García (2025).

Este análisis nos lleva a identificar como raíz del problema la ineficiencia en la gestión de los recursos del suelo y agua, que ha estado históricamente influenciada por grupos empresariales (Quintero-García, 2021; López-Valle, 2013). De aquí surgen varios factores que agravan la situación: la falta de infraestructura adecuada para captar, distribuir, usar y reutilizar el agua; un modelo urbano sustentado en la especulación y la degradación ambiental, controlado principalmente por grupos de poder del sector inmobiliario (Guerrero-Serrano, 2015; Ortiz-Brizuela, 2015); la elección de un modelo económico insostenible que apuesta por industrias de alta extracción en una región con recursos finitos, impulsado por

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

intereses políticos y privados; la concentración de derechos de agua en pocos actores políticos y empresariales (Conagua, 2025), lo que lleva a mercados irregulares o incluso ilegales; y una cultura del agua marcada por el sobreconsumo y el desperdicio en ciertos sectores de la población.

Además, se identificaron externalidades relacionadas con estos diversos factores. En conjunto, tales condiciones han creado múltiples conflictos que resultan en desigualdad en el acceso al agua de calidad, problemas de salud pública, sobreexplotación del recurso y una creciente degradación de los ecosistemas en la región.

A través de este análisis integral se lograron reconocer los factores que desencadenan y agravan los conflictos hídricos, así como sus consecuencias a diferentes escalas temporales (Figura 3). También se sentaron las bases para una comprensión más profunda del problema del agua en el VMSLP, conectando enfoques sectoriales que normalmente están fragmentados. Al hacer visibles las interconexiones entre los distintos aspectos del sistema, se facilitó la identificación de las raíces de los conflictos y la propuesta de soluciones más integrales y sostenibles. En este marco, se desarrolló un análisis comparativo que permitió contrastar la información recolectada, características, actores involucrados, impactos, consecuencias, propuestas y recomendaciones con otros casos de estudio: Ciudad de México (Pastrana-Miranda & González-Caamal, 2022); Monterrey (Ramírez-Pichardo, 2024); Tijuana (Miranda *et al*., 2023); Querétaro (Bajo Tierra Museo del Agua, 2023; Granados-Ramírez & Villaseñor-Franco, 2007), y Guanajuato (Rocha-Díaz *et al*., 2024), los cuales presentan condiciones y problemáticas hídricas similares.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

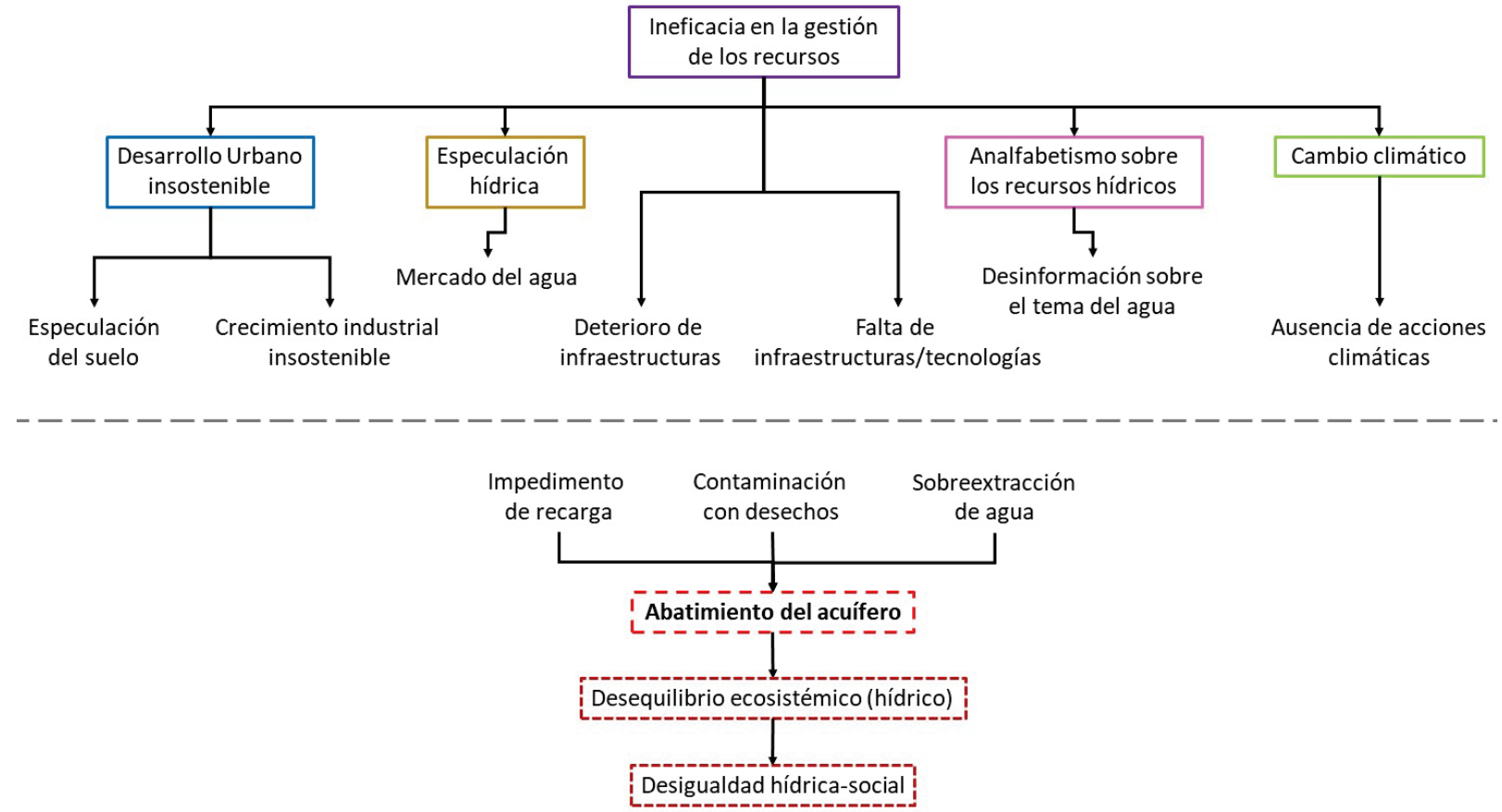


Figura 3. Causas, agravantes y consecuencias del problema hídrico del VMSLP. Fuente: Quintero-García (2025).

Resultados

El sistema lineal del agua en el VMSLP: sobreexplotación, desecho y desperdicio

Un método de análisis e identificación de problemas

Los resultados de este estudio permitieron modelar el sistema hídrico urbano, el cual se puede describir como un proceso lineal (Figura 4). Este modelo ilustra cómo el agua fluye desde que se capta hasta que se

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

dispone de ella y muestra las diversas interacciones con las actividades humanas en cada etapa.



Figura 4. Sistema hídrico urbano del VMSLP.

A diferencia de los sistemas circulares, caracterizados por una dinámica cíclica, los sistemas lineales presentan un flujo unidireccional. Aunque ambos pueden operar de manera continua, el sistema lineal no retorna a su punto de partida tras completar su ciclo, como señala Leonard (2010). Esta característica impide la reutilización de los recursos al final del proceso, lo que provoca una necesidad constante de extraer nuevos insumos, generando así una devastación progresiva del agua en los ecosistemas naturales y construidos.

Aplicar este modelo lineal a sistemas productivos que buscan un crecimiento ilimitado presenta grandes desafíos. La demanda creciente exige un uso intensivo de recursos naturales finitos (Peña, 2013), lo que a su vez crea una presión insostenible sobre los ecosistemas, además de afectar la biodiversidad y la población humana (CHE, 2024). Esta dinámica, típica de modelos de desarrollo infinito, contrasta con la realidad limitada de los recursos naturales, lo que aumenta el riesgo de agotamiento y provoca una serie de impactos ambientales que a menudo se subestiman en nombre del crecimiento económico. Un ejemplo claro de este sistema es el ciclo del agua en el uso humano. Tanto para actividades domésticas como industriales, la demanda de agua sigue un

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

patrón lineal, lo que requiere una extracción continua de los acuíferos y una disposición final de las aguas residuales que muchas veces no cumple con los estándares de calidad ambiental.

El caso del Valle Metropolitano de San Luis Potosí (VMSLP) revela un sistema hídrico urbano estructurado en seis etapas, que abarcan desde la extracción de agua subterránea y superficial hasta su disposición final (Quintero-García, 2025). Este modelo analítico ayuda a identificar y caracterizar los conflictos en cada fase del ciclo, señalando causas, efectos, factores que agravan la situación y actores involucrados (responsables directos, corresponsables y afectados). La interconexión de estas fases configura una red compleja de problemas que profundizan la crisis hídrica en la región, como se mostró en la Figura 2.

Etapa 1. Obtención del recurso hídrico

La primera fase corresponde a la extracción de agua, proveniente de dos fuentes principales: a) las presas El Realito, San José, El Peaje y El Potosino, que aportan entre el 8 y 25 % (López-Álvarez, 2021; Interapas, 2023) del abastecimiento; y b) el sistema acuífero subterráneo, particularmente el estrato profundo, que suministra entre el 75 y 92 % (Interapas, 2023; López-Álvarez, 2021) del consumo urbano. Estas proporciones varían en función de la disponibilidad de los cuerpos superficiales, la cual depende tanto de la variabilidad climática como de los patrones de consumo urbano. En verano se intensifica la demanda hídrica, aun cuando es parte de la incierta temporada de lluvias, lo cual reduce la capacidad de recarga de los embalses naturales y artificiales.

Esta etapa se caracteriza por una intensa extracción de agua subterránea, una situación que se ha complicado por el bajo nivel de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

almacenamiento en las presas, causado por problemas operativos, falta de mantenimiento y escasez de lluvias (Conagua, 2024a). Como resultado, el acuífero 2411 permanece en condición de veda desde la década de 1960 debido a la sobreexplotación (López-Álvarez, 2021; IPICYT, 2018; Cotas & Conagua, 2005).

La fuerte dependencia del VMSLP respecto de esta fuente hídrica se ve intensificada por el consumo excesivo de los sectores urbano, industrial y comercial (Aguirre *et al*., 2023; López-Álvarez, 2021; Peña, 2013), lo que ha generado un progresivo abatimiento del nivel freático. Esta tendencia se agrava por la insuficiente inversión en infraestructura, y en tecnologías de captación, tratamiento, potabilización y reutilización del recurso, así como por la obsolescencia de las redes de distribución (Quintero-García, 2025). De acuerdo con Félix-Díaz (2024) y Díaz-Barriga (Corpus, 2024), se estima que más del 50 % del agua se pierde en fugas hacia el subsuelo, mientras que las redes de drenaje también presentan filtraciones de aguas residuales que contaminan el acuífero, aceleran su deterioro y han generado un riesgo importante de salud pública. Estas deficiencias obedecen, en gran medida, a la falta de interés histórica sobre el mantenimiento y renovación de las redes por parte de las administraciones locales y estatales (CHE, 2024).

De acuerdo con el diagnóstico presentado por el Consejo Hídrico Estatal (CHE, 2024), la ineficiencia institucional se explica por criterios político-electorales: los gobiernos suelen relegar proyectos de infraestructura hídrica —considerados de bajo rédito político— en favor de acciones visibles y rentables en términos de imagen pública, como alumbrado, pavimentación o construcción de obras monumentales, simplificando sus acciones en materia hídrica a la regalía de accesorios ahorradores caseros o cisternas para almacenar temporalmente cierta

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

cantidad de agua. Este enfoque cortoplacista genera una doble consecuencia: por un lado, el problema del agua se posterga y agrava al ser heredado de una administración a otra; por el otro, los recursos públicos se canalizan a obras politizadas que no benefician en realidad a la población y que a veces incluso causan efectos adversos (CHE, 2024), como el emblemático caso de la presa "El Realito", del cual se profundiza en la Etapa 2.

Las repercusiones de esta dinámica son múltiples. Entre ellas destacan: a) desequilibrio hídrico y ruptura del ciclo natural del agua en los ecosistemas explicados en trabajos como el de López-Álvarez (2021); b) desigualdad en el acceso al recurso entre estratos sociales, producto de un reparto diferenciado señalados en Peña (2013) y Guevara-Gasca (2008); c) agotamiento progresivo del acuífero por sobreexplotación, contaminación e impedimento de recarga evidenciados por Quintero-García (2025), el CHE (2024) y el Comité Técnico del Agua Subterránea (Cotas & Conagua, 2005), y d) creciente vulnerabilidad ante sequías y eventos climáticos extremos (Moreno-Mata *et al*., 2016). A ello se suma que la demanda hídrica continúa en aumento, impulsada por un modelo de desarrollo urbano acelerado, fragmentado y especulativo (Guerrero-Serrano, 2015; Ortiz-Brizuela, 2015), así como por una actividad industrial intensiva en agua e incompatible con las condiciones semiáridas de la región (Zurita *et al*., 2015; López-Álvarez, 2021).

En este sentido, el modelo de desarrollo vigente —marcado por su cortoplacismo y su desatención a las externalidades ambientales y sociales— constituye un factor estructural en la crisis hídrica. Las administraciones públicas, los desarrolladores urbanos y los grupos empresariales-industriales aparecen como actores clave y responsables, como se explica en Quintero-García (2025), Guerrero-Serrano (2015),

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

Ortiz-Brizuela (2015) y López-Valle (2013), al privilegiar intereses económicos de corto plazo frente a la sostenibilidad socioambiental y la seguridad hídrica a largo plazo, lo cual coincide con los estudios e informes de la Contraloría Autónoma del Agua del Estado de San Luis Potosí (2024) y del Consejo Hídrico Estatal (CHE, 2024).

Un ejemplo de ello ha sido la modificación de leyes en materia de desarrollo urbano y la creación del plan de ordenamiento territorial y desarrollo urbano de 2019 bajo lógicas mercantiles y en beneficio de los privados, lo cual permitió el aumento del acaparamiento de grandes extensiones de tierra y cambios de uso de suelo en la sierra de San Miguelito y la urbanización sobre áreas estratégicas de recarga por parte de dichos grupos, lo cual agravó el impedimento de recargas naturales de agua hacia el acuífero e incrementó los riesgos por inundaciones en la zona metropolitana (CHE, 2024; Quintero-García, 2021).

Etapa 2. Almacenamiento del agua

Una vez obtenida el agua de las presas o del acuífero a través de pozos, debe ser almacenada o acumulada en medios de provisión a través de bombeo, principalmente en artificios como presas o tanques de almacenamiento, para su posterior tratamiento, potabilización y/o distribución. Sin embargo, de acuerdo con el hasta entonces titular de Conagua en el estado, las infraestructuras hidráulicas existentes presentan un estado de deterioro y una gestión ineficiente que agravan la crisis hídrica (Félix-Díaz, 2024).

La presa "El Realito", concebida inicialmente para disminuir la dependencia del acuífero (López-Álvarez, 2021), ha sufrido múltiples fallas estructurales y operativas que no le han permitido suministrar la

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

cantidad y continuidad del recurso proyectado (GUA, 2025). De acuerdo con el CHE (2024) y Félix-Díaz (2024), su construcción estuvo marcada por actos de corrupción que hasta el presente cobran costos al erario, precarizando aún más las condiciones hídricas en la ciudadanía. Esto ha llevado al sector académico a hacer pronunciamientos públicos al respecto, a fin de que las autoridades deslinden responsabilidades y den solución a esta cuestión en particular, como el caso del Programa Académico Agua y Sociedad de El Colegio de San Luis, y el Grupo Universitario del Agua de la Universidad Autónoma del Estado.

Su proyección no contempló las necesidades reales de la población, sino intereses inmobiliarios e industriales que comenzaron a ofertar terrenos para vivienda e industria con la promoción del abastecimiento seguro de agua desde esta fuente, aun desde antes de haber sido construida (Quintero-García, 2025), lo cual influyó en el crecimiento urbano acelerado, expansivo y no planificado, sobre todo en zonas de recarga. A su vez, se produjeron procesos socialmente perjudiciales de despojo de tierras, acosos inmobiliarios a comuneros, desplazamientos forzados, y adquisiciones fraudulentas o ventajosas para los grupos de poder, entre otros mecanismos que propiciaron las condiciones de producción urbana bajo ese modelo de acumulación de capital, con apoyo de las distintas administraciones locales y estatales, como se muestra en Quintero-García (2021).

Dicha obra se construyó para abastecer el Valle Metropolitano de San Luis Potosí a través de un sistema que incluye una presa, una planta potabilizadora y un acueducto de aproximadamente 132 km. Fue diseñada para entregar 1 000 l/s (Aqualia, 2025; Salvador *et al*., 2018; Peña, 2013), pero en realidad su operación ha sido intermitente y con volúmenes por debajo de lo proyectado. Conagua ha reconocido que, aun

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

en operación, suele conducir solo entre 450 y 500 l/s, y la cortina ha presentado filtraciones que se estiman en 500 l/s, lo que ha llevado a realizar obras de reparación (Conagua, 2024b). En 2024 se registraron 76 interrupciones, y en 2025, hasta el 11 de agosto, sumaba 11 fallas adicionales; en total, la zona metropolitana ha estado alrededor de 300 días sin servicio por interrupciones en el sistema en los últimos dos años (Contreras, 2025; Torres, 2025; Robledo, 2025); ello confirma la falta de continuidad por averías tanto en la cortina como en el acueducto.

Además de los impactos en el suministro, el proyecto arrastra un entramado legal-contractual: la conducción y potabilización están concesionadas a Aquos (Aqualia) bajo un contrato de prestación de servicios que se gestiona a través de un fideicomiso, con pagos por m^3 y penalizaciones; aun así, la propia autoridad estatal ha señalado que cancelar el contrato sería "incosteable", mientras persisten controversias por sanciones y obligaciones de rehabilitación (Landeros, 2025; El Express SLP, 2024). En conjunto, este esquema financiero ha significado desembolsos públicos significativos ("millones en pagos"), pese a la baja continuidad del servicio, lo cual ha trasladado costos al erario y ha mantenido la dependencia de un sistema que no ha cumplido con las expectativas de rendimiento (Segura, 2025).

Por otra parte, la presa "San José" presenta problemas severos de calidad del agua debido a la contaminación por coliformes fecales y la proliferación de lirio acuático (GUA, 2025; Corpus, 2024). Además, la falta de mantenimiento para el desazolve ha reducido de forma significativa su capacidad de almacenamiento.

En cuanto a la presa "El Peaje", recientemente estuvo en proceso de remodelación con el levantamiento del nivel de su cortina para aumentar la capacidad de almacenamiento. Sin embargo, a pesar de que

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

en la actualidad encuentra a más del 85 % de su capacidad, la propia Conagua desconoce el manejo de esa agua ante el hermetismo de las autoridades estatales encargadas de su gestión.

Por su parte, la presa "El Potosino" cuenta con una pequeña capacidad de almacenamiento con la que se abastece una mínima parte de la población.

El manejo del agua almacenada en estas presas se caracteriza por la arbitrariedad, poca claridad e inequidad (CHE, 2024). De acuerdo con el informe presentado por la Contraloría Autónoma del Agua del Estado de San Luis Potosí (2024) y en similitud con el diagnóstico presentado por el Consejo Hídrico Estatal (CHE, 2024) o con estudios como los de López-Valle (2013) y Guevara-Gasca (2008), se señala cómo el agua se destina preferentemente a intereses privados, en detrimento de las necesidades de la población, lo que genera una marcada desigualdad en el acceso al recurso y profundiza la crisis hídrica.

Etapa 3. Conducción hídrica

En la tercera etapa el agua es transportada desde el sitio de almacenamiento, ya sea por medio de gravedad, bombeo y/o rebombeo hasta un tanque de regulación, planta potabilizadora o un crucero predeterminado de la red.

Esta etapa se ve afectada en particular por el deterioro de las redes de distribución. De acuerdo con Conagua, CEA e Interapas, más del 50 % del agua potable y de drenaje se pierde por fugas en las tuberías, lo que genera una doble problemática (GUA, 2025): disminución del abastecimiento y contaminación de los acuíferos, respectivamente, tal como ya se ha señalado. Por su parte, Peña (2013) señala que la falta de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

recursos económicos y la presión por atender las demandas de las zonas en crecimiento han dejado de lado la rehabilitación de las redes existentes, lo que ha tenido consecuencias directas en la calidad y cantidad del agua suministrada a la población (CHE, 2024). Por otra parte, la extracción ilegal de agua a través de pozos clandestinos y las conexiones irregulares agravan aún más el problema, al generar pérdidas económicas para los organismos operadores y provocar contaminación de los acuíferos (Félix-Díaz, 2024).

Además, la insuficiencia de plantas de tratamiento de agua potable limita la capacidad de garantizar un suministro de agua de calidad a toda la población. Los altos costos de operación y mantenimiento de estas plantas, y la falta de diversificación de infraestructuras para el tratamiento y reutilización del agua, como soluciones basadas en la naturaleza, junto con una visión a corto plazo por parte de las autoridades, han obstaculizado su desarrollo (CHE, 2024).

Etapa 4. Distribución del agua

En la cuarta etapa, el suministro de agua a la población se realiza a través de la red (Interapas, 2023), evidenciando una marcada desigualdad en el acceso al recurso en el VMSLP (Guevara-Gasca, 2008). Históricamente, los sectores más vulnerables han enfrentado escasez y restricciones en el suministro, mientras que las zonas residenciales con mayor nivel socioeconómico han disfrutado de un abastecimiento continuo y de mayor calidad. Esto ocurre incluso cuando una parte significativa de este sector cuenta con infraestructuras y equipamientos de alto consumo hídrico, como campos de golf, albercas y áreas extensas verdes con vegetación

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

exótica (sobre todo zacate y palmeras), además de mantener adeudos considerables por el servicio.

En Quintero-García (2021) y Peña (2013) se documenta cómo la gestión del agua ha favorecido a intereses privados, como la concesión otorgada a Aguas del Poniente Potosino S. A. de C. V., que comercializó el agua en los sectores de más alto poder adquisitivo en la ciudad con una deuda histórica de 14 años al organismo operador.

Otro caso relacionado es el acaparamiento del 91 % de los pozos de la región por parte de privados mediante la adquisición de derechos de agua o mediante la transmisión de estos, y bajo el registro irregular de uso agrícola (Conagua, 2025), que por ley no paga la extracción del recurso, aun cuando estos se encuentran dentro de la zona urbana y su extracción realmente es de uso industrial; mientras que el 9 % restante de los pozos es para abastecer a más del 85 % de la población del VMSLP (Félix-Díaz, 2024).

Bajo este mecanismo se ha ejercido el mercado privado e irregular del agua dirigido a grandes centros comerciales, industrias y sectores vulnerables que padecen la restricción del agua de la red pública por parte de las administraciones. Dicha situación ha generado brechas significativas en el acceso al recurso y déficits económicos en el organismo operador, con consecuencias negativas para la salud, la calidad de vida de los sectores más desfavorecidos y para la propia ciudad. Además, ha generado desconfianza y descontento hacia las autoridades encargadas de la gestión hídrica por parte la población (Contraloría Autónoma del Agua del Estado de San Luis Potosí, 2024).

La mala calidad del agua suministrada, en particular en aquellos sectores abastecidos por el acuífero, y las presas "El Realito" y "San José"

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

es otro problema recurrente. La presencia de contaminantes como coliformes fecales y flúor, entre otros (Corpus, 2024; López-Álvarez, 2021; Peña, 2013), ponen en alto riesgo la salud de la población.

Etapa 5. Uso del recurso hídrico

En esta etapa, el agua se utiliza en distintos rubros (doméstico, urbano, industria, comercio y agrícola, entre otros); se caracteriza por un consumo excesivo y un manejo ineficiente del recurso (Aguirre *et al*., 2023). El derroche doméstico, la falta de mantenimiento de las instalaciones y la ausencia de una cultura de ahorro son factores que contribuyen a un alto consumo per cápita.

Además, la inequidad en la distribución del agua es evidente. Mientras algunos sectores de alto estrato residencial disfrutan de un abastecimiento continuo, otros de estratos socioeconómicos desfavorecidos sufren de escasez y restricciones. La falta de pago por parte de grandes consumidores, como organismos públicos e industrias, agrava la situación financiera de los organismos operadores y limita la inversión en infraestructura (GUA, 2025).

En cuanto al sector industrial, a pesar de representar un porcentaje menor del consumo total de agua, su registro es incierto al abastecerse de pozos sin monitoreo, con derechos de agua de particulares o con registros como el agrícola, que difieren del industrial, por lo que el porcentaje de consumo señalado por Conagua es impreciso (Contraloría Autónoma del Agua del Estado de San Luis Potosí, 2024). Así, este rubro ejerce una presión significativa sobre el acuífero, al demandar grandes volúmenes de agua de buena calidad con la extracción indiscriminada de agua para fines industriales (Aguirre *et al*., 2023). Incluso en periodos de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

sequías extremas contrasta con las limitaciones impuestas al consumo doméstico por parte de las administraciones.

Así, la falta de información sobre el consumo industrial del agua dificulta la evaluación de su impacto real en el sistema hídrico (Félix-Díaz, 2024). Sin embargo, estudios como los del Consejo Hídrico Estatal (CHE, 2024), Aguirre *et al*. (2023), Zurita *et al*. (2015) y Peña (2013) sugieren que la industria, al igual que el sector doméstico, contribuye a la sobreexplotación del acuífero y a la degradación de la calidad del agua en un contexto de gran desigualdad.

Etapa 6. Desalojo del agua

Es la última etapa del sistema hídrico, en la cual la disposición final de las aguas residuales revela una gestión inadecuada del recurso. La concepción errónea del agua residual como un desecho, en lugar de un recurso potencialmente reutilizable, ha llevado a prácticas como el vertido directo de aguas sin tratar en cuerpos de agua y suelos, que causa una grave contaminación y degradación socioambiental (Quintero-García, 2025; López-Álvarez, 2021; Peña, 2013).

La insuficiencia de plantas de tratamiento de aguas residuales y los altos costos de operación y mantenimiento de las existentes (GUA, 2025), así como el nulo interés de las autoridades por implementar infraestructuras y tecnologías alternas y de bajo costo a largo plazo, como las basadas en la naturaleza, limitan la capacidad de tratar y reutilizar el agua en el VMSLP. Esta situación, combinada con la falta de una cultura de reutilización, perpetúa el ciclo de contaminación, desigualdad y escasez de los recursos hídricos.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

Discusión

La crisis hídrica del Valle Metropolitano de San Luis Potosí frente a otros contextos urbanos de México

Análisis comparativo

La discusión confirma que la metodología mixta —revisión documental, entrevistas con actores clave y análisis sistémico— ofrece un sustento sólido para problematizar la crisis hídrica en el VMSLP. La evidencia recopilada coincide con experiencias en otras ciudades del país, como el Valle de la Ciudad de México (Pastrana-Miranda & González-Caamal, 2022); Área Metropolitana de Monterrey (Ramírez-Pichardo, 2024), Tijuana (Miranda *et al*., 2023); Querétaro (Bajo Tierra Museo del Agua, 2023; Granados-Ramírez & Villaseñor-Franco, 2007), y el estado de Guanajuato (Rocha-Díaz *et al*., 2024), donde la sobreexplotación de acuíferos, la especulación inmobiliaria, el acaparamiento del recurso y la permisividad-ineficacia-complicidad gubernamental generan y profundizan la desigualdad en el acceso al agua. Tal como se muestra en la Tabla 1.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tabla 1. Tabla comparativa de los casos de estudio sobre la crisis hídrica en México.

Ciudad/ región	Principales problemas	Actores involucrados	Causas estructurales	Propuestas/ recomendaciones
ZM del Valle de México	• Sobreexplotación de acuíferos • Escasez y desigualdad en la distribución • Hundimientos • Contaminación • Asentamientos irregulares • Conflictos socioambientales	Gobierno Federal, CDMX, Estado de México, municipios periféricos, Conagua, comunidades periféricas	○ Centralización del recurso hacia la capital ○ Marginación territorial ○ Modelo urbano-industrial expansivo ○ Falta de gobernanza participativa	• Actualizar concesiones • Descentralizar la gestión • Fortalecer autonomía municipal • Invertir en infraestructura y capacitación • Pasar de gobernabilidad clientelar a gobernanza con participación social
AM de Monterrey	• Sobreexplotación y déficit de acuíferos • Contaminación • Crecimiento urbano descontrolado • Crisis hídrica • Falta de monitoreo • Pozos ilegales	Conagua, Servicios de Agua y Drenaje de Monterrey (SADM), Consejo de Cuenca Río Bravo, industria, distritos de riego, sociedad civil (FAMM, ONG)	• Gestión sectorizada y utilitarista • Sobreconcesionamiento • Débil vigilancia institucional • Expansión industrial (*nearshoring*) • Urbanización acelerada • Cambio climático	• Crear consejos técnicos de aguas (Cotas) • Transparentar concesiones; mayor monitoreo y control • Usar aguas residuales en industria/agricultura • Invertir en conservación de cuencas • Desarrollar programas de educación ambiental

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

Ciudad/ región	Principales problemas	Actores involucrados	Causas estructurales	Propuestas/ recomendaciones
Tijuana	• Escasa capacidad institucional • Discontinuidad en proyectos hídricos • Burocratización • Falta de planeación a largo plazo • Politización del recurso	SEPROA, Comisión Estatal del Agua, organismos municipales, gobiernos locales, ciudadanía	• Cambios sexenales y rotación de funcionarios • Intereses políticos en la agenda pública • Falta de autonomía institucional	• Fomentar estructura autónoma con visión a largo plazo • Fortalecer coordinación municipal-estatal • Evitar uso clientelar del agua • Consolidar gobernanza hídrica estable
Querétaro	• Escasez "provocada" • Sobreexplotación de acuíferos • Dependencia del trasvase (Acueducto II) • Especulación inmobiliaria • Desigualdad en acceso • Contaminación	Gobierno estatal y municipal, sector inmobiliario-industrial, comunidades locales, organizaciones sociales	• Modelo de gestión hídrica dependiente del trasvase • Urbanización fragmentada y excluyente • Acaparamiento del agua por élites • Falta de diagnósticos integrales	• Reparar fugas y mejorar tratamiento de aguas residuales • Regular uso de suelo • Desarrollar plataformas de información ciudadana • Monitorear industrias • Lograr soberanía hídrica urbana • Frenar megaproyectos de trasvase

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

Ciudad/ región	Principales problemas	Actores involucrados	Causas estructurales	Propuestas/ recomendaciones
Estado De Guanajuato	• Estrés hídrico alto en 86 % de municipios • Sobreuso agrícola • Baja eficiencia del riego • Vulnerabilidad climática	Municipios, agricultores, gobierno estatal, Conagua	• Alta demanda agrícola • Baja eficiencia hídrica • Escasas lluvias • Dependencia de acuíferos sobreexplotados	• Tecnificar el riego (goteo al 95 %) • Reducir consumos agrícolas • Generar planes de gestión diferenciados por municipio • Lograr la mitigación a largo plazo
VMSLP	• Crisis hídrica estructural • Sobreexplotación del acuífero • Urbanización en zonas de recarga • Contaminación • Desigualdad en acceso • Tandeos y pipas • Especulación hídrica • Conflictos socioambientales	Gobierno estatal y municipal, Conagua, CEA, Interapas, industria, inmobiliarias, sociedad civil, comunidades, academia	• Gestión centralista y clientelar • Modelo urbano-industrial especulativo • Mercantilización del agua • Gobernanza fragmentada • Infraestructura deficiente	• Desarrollar un plan integral multidisciplinario y participativo • Alcanzar la justicia hídrica • Llevar a cabo acciones despolitizadas y sostenibles • Frenar la urbanización en la sierra de San Miguelito • Gestionar la colaboración interinstitucional • Fortalecer la participación ciudadana

Este análisis comparativo entre los seis casos de estudio permite identificar tanto particularidades locales como patrones comunes que

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

atraviesan las diferentes regiones del país relacionados con la gestión del agua. Los resultados evidencian que a pesar de las diferencias geográficas, históricas e institucionales, los problemas hídricos en México comparten raíces estructurales que explican la persistencia de la crisis y los desafíos para avanzar hacia una gestión sostenible y equitativa.

En todos los casos estudiados, la sobreexplotación de acuíferos emerge como un denominador común. El Valle de México (Pastrana-Miranda & González-Caamal, 2022), el Área Metropolitana de Monterrey (Ramírez-Pichardo, 2024), Querétaro, Guanajuato (Rocha-Díaz *et al*., 2024) y San Luis Potosí (Quintero-García, 2025) presentan déficits de recarga en comparación con la extracción; mientras que en Tijuana (Miranda *et al*., 2023), aunque se enfatiza la capacidad institucional, también existe presión sobre las fuentes disponibles. Esta sobreexplotación está directamente relacionada con un modelo urbano-industrial expansivo, que prioriza la concentración demográfica, la instalación de industrias de alta demanda hídrica y la especulación inmobiliaria en territorios ambientalmente vulnerables.

Asimismo, los seis casos ponen de manifiesto la deficiente gobernanza del agua, caracterizada por la centralización en la toma de decisiones, la fragmentación institucional, el clientelismo político y la falta de continuidad en las políticas públicas. En Tijuana (Miranda *et al*., 2023), la politización del recurso y los cambios administrativos cada seis años impiden la planificación a largo plazo; en Monterrey (Ramírez-Pichardo, 2024) y San Luis Potosí (Quintero-García, 2025), las instituciones operan bajo presiones de actores privados; en Querétaro (Bajo Tierra Museo del Agua, 2023; Granados-Ramírez & Villaseñor-Franco, 2007) y el Valle de México (Pastrana-Miranda & González-Caamal, 2022), la gestión ha estado históricamente subordinada a la satisfacción de las áreas

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

metropolitanas centrales en detrimento de las periferias y comunidades locales.

Asimismo, la comparativa muestra que la desigualdad en el acceso al agua es una constante. En el Valle de México (Pastrana-Miranda & González-Caamal, 2022), las periferias carecen de servicios básicos mientras sostienen con sus acuíferos a la capital; en Monterrey (Ramírez-Pichardo, 2024), el consumo per cápita varía drásticamente entre municipios de escasos recursos y zonas residenciales de élite; en San Luis Potosí, la población enfrenta tandeos y suministro mediante pipas ante el abastecimiento continuo de sectores industriales y residenciales privilegiados; en Querétaro (Bajo Tierra Museo del Agua, 2023; Granados-Ramírez & Villaseñor-Franco, 2007), la especulación hídrica beneficia a grupos empresariales, mientras que las comunidades rurales soportan las externalidades de los trasvases. Estas desigualdades se manifiestan no solo en términos de cantidad y calidad del agua disponible, sino también en riesgos sanitarios, desplazamientos forzados y vulnerabilidad climática.

Los seis casos permiten identificar tres factores estructurales que sustentan la crisis hídrica en México:

- **Urbanización acelerada y descontrolada**: los procesos de crecimiento urbano en el Valle de México, Monterrey, Querétaro y San Luis Potosí han impermeabilizado zonas de recarga y han generado una expansión especulativa del suelo que incrementa la demanda del recurso.
- **Industrialización intensiva**: en Monterrey y San Luis Potosí, la instalación de parques industriales y empresas de alto consumo ha profundizado la sobreexplotación; en Guanajuato, la agricultura intensiva se suma como otro polo de presión hídrica.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

- **Mercantilización del agua**: el recurso es tratado como mercancía y objeto de especulación, ya sea en el trasvase de Querétaro, en el mercado privado del agua en San Luis Potosí o en los arreglos administrativos que benefician a la industria en Monterrey.

A pesar de los diagnósticos críticos, los seis estudios coinciden en la necesidad de transformar la gestión hídrica hacia modelos más sostenibles, participativos e inclusivos. Se proponen experiencias y recomendaciones relevantes:

- **Descentralización con autonomía local** (Valle de México, Tijuana), orientada a superar la centralización política y fortalecer las capacidades municipales.
- **Participación ciudadana y gobernanza multinivel** (Monterrey, San Luis Potosí), mediante consejos de cuenca, Cotas o plataformas de monitoreo social que incluyan a comunidades, academia y sociedad civil.
- **Tecnificación y eficiencia hídrica en el sector agrícola** (Guanajuato), como medida de mitigación frente al estrés hídrico, aunque sus efectos sean a mediano plazo.
- **Soberanía hídrica urbana** (Querétaro), para reducir la dependencia de trasvases y megaproyectos que profundizan desigualdades.
- **Planes integrales y de largo plazo** (San Luis Potosí), capaces de articular enfoques multidisciplinarios, justicia hídrica y gestión ecosistémica.

La comparación de estos casos revela que los problemas del agua en México no son fenómenos aislados ni coyunturales, sino manifestaciones locales de un modelo nacional de gestión hídrica

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

insostenible. Este modelo, basado en la extracción intensiva, la expansión urbana-industrial y la captura institucional por intereses privados y políticos, reproduce condiciones de desigualdad y vulnerabilidad.

No obstante, también emergen alternativas que, aunque fragmentadas, apuntan hacia un horizonte de transformación: fortalecer la gobernanza democrática del agua, integrar la perspectiva socioambiental en la planificación territorial, y reconocer el agua como un bien común y un derecho humano. Estos elementos constituyen el punto de partida para repensar la gestión hídrica en México, y avanzar hacia escenarios de sostenibilidad y justicia socioambiental.

El sistema circular del agua para el Valle Metropolitano de San Luis Potosí: optimización, reutilización y aprovechamiento

Una propuesta integral para la sostenibilidad hídrica del Valle Potosino

En GUA (2025), Quintero-García (2025), Corpus (2024), López-Álvarez (2021) y Peña (2013) se explica cómo la crisis hídrica que enfrenta el VMSLP es el resultado de una compleja interacción de factores históricos asociados con el desarrollo del asentamiento urbano. Entre las principales causas destacan el abatimiento del acuífero debido a la sobreexplotación, contaminación y el impedimento de su recarga por la impermeabilización de las áreas de filtración hídrica por la invasión urbana; una red de distribución deficiente y obsoleta; el incremento de la actividad industrial altamente extractiva, y un mercado irregular e ilegal que fomenta la especulación con el agua. Todo ello, sumado a una gestión inadecuada de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

los recursos hídricos, ha reducido considerablemente la disponibilidad de agua para la población y creado un considerable desequilibrio hidroecológico en la región. Asimismo, la mala calidad del agua tanto superficial como subterránea ha limitado su uso para consumo humano y para actividades productivas.

En este contexto, la crisis hídrica del VMSLP se presenta como un problema multifactorial y multisectorial que exige la implementación de soluciones integrales a corto, mediano y largo plazo. Por esta razón, es indispensable adoptar medidas urgentes que mejoren la gestión del recurso hídrico, priorizando enfoques preventivos y correctivos por encima de las habituales medidas paliativas. Este cambio requiere una transformación significativa de los paradigmas en materia hídrica y del modelo de gestión actual hacia un enfoque basado en la sostenibilidad; la participación social; la protección ambiental; la equidad en el acceso al agua y la separación de los intereses privados de acumulación, y la gestión de los recursos naturales, comunitarios y universales.

Al analizar la problemática a partir de los diversos conflictos que giran en torno al agua y desde diferentes perspectivas, se obtiene una visión más amplia y objetiva del panorama hídrico en el VMSLP. Esto facilita la generación de respuestas más certeras y objetivas frente a los múltiples desafíos que plantea la crisis del agua.

A partir del análisis de los distintos conflictos que integran la compleja problemática del agua en el Valle Metropolitano de San Luis Potosí (Quintero-García, 2025), se diseñaron estrategias y acciones específicas para cada uno de ellos, organizadas en seis categorías interrelacionadas y complementarias, como se muestra en la Tabla 2.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

Tabla 2. Estrategias y acciones integrales para una gestión sostenible de los recursos hídricos del VMSLP.

Clave	Problema identificado	Estrategia (qué cambiar)	Acciones específicas (cómo hacerlo)
Político-administrativos (gestión deficiente)			
PA-01	Inexistencia de un plan de gestión sostenible, integral y participativo del agua (estatal y local)	Formular e institucionalizar un plan de gestión sostenible del agua local (PGSAL) con enfoque de cuenca, derechos humanos y justicia hídrica	Elaborar el plan de gestión sostenible del agua local (PGSAL) con pilares (derecho humano al agua, justicia hídrica, protección ambiental); gobernanza participativa; metas a 5, 10 y 20 años; indicadores, y revisión bianual
PA-02	Modelo centralista y extractivista que ignora clima, presión hídrica y conflicto social	Transitar a un modelo sostenible, integral y equitativo articulado con planes urbano-territoriales y ambientales	Capacitar obligatoriamente al personal; cartera de proyectos basados en la naturaleza y economía circular; alinear leyes/planes; evaluación costo-beneficio hídrico-social
PA-03	Acciones unidisciplinarias/tecnocráticas que omiten contextos socioambientales	Multidisciplinariedad y participación ciudadana en decisiones hídricas	Mesas permanentes con sectores sociales, academia y organismos; dictámenes públicos; control social de proyectos, políticas y presupuestos
PA-04	Respuestas de corto plazo (p. ej., nuevos pozos en zona en veda)	Planificación a mediano y largo plazo con gestión de riesgo climático	Programas y normas escalonadas (5 a 15 años); evaluación bianual y mejora continua; planes de sequías/lluvias extremas
PA-05	Sin acciones climáticas locales ni modelos circulares del agua	Política climática hídrica local con mitigación y adaptación	ANP locales; planes de reforestación/restauración; control a expansión urbana; metas de reducción de GEI del sector agua
PA-06	Hermetismo y baja participación ciudadana/académica	Transparencia, participación y fiscalización social	Asambleas y comités ciudadanos del agua con voz y voto; contralorías autónomas; auditorías públicas a organismos operadores

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

Clave	Problema identificado	Estrategia (qué cambiar)	Acciones específicas (cómo hacerlo)
PA-07	Gestión impositiva/unilateral y de bajo impacto	Cocreación de soluciones con comunidades afectadas	Comisiones mixtas gobierno-ciudadanía; acuerdos vinculantes; seguimiento público de compromisos
PA-08	Bajo compromiso con tecnologías para captación, distribución y reúso	Innovación abierta orientada a reúso mayoritario	Convocatorias de investigación, desarrollo tecnológico o innovación y pilotos; escalamiento de soluciones basadas en naturaleza y pluviales
PA-09	Falta de sectorización y monitoreo en extracción/uso/desecho	Sectorización integral de agua potable y drenaje	Diseñar zonas de medición y control (DMA); telemetría; regulación de descargas por sector
PA-10	Desinterés por rescatar cuerpos de agua superficiales	Programa de rescate y manejo de cuerpos de agua	Restaurar, conservar y proteger ríos, escorrentías y lagunillas; usos ecosistémicos y paisaje hídrico
PA-11	Mantenimiento insuficiente de presas y redes	Gestión de activos e inversiones programadas	Plan de desazolve y seguridad de presas; sustitución progresiva de tuberías coordinada con sectorización (ver PA-09)
PA-12	Déficit de plantas de tratamiento/potabilización	Diversificar y modernizar infraestructura de tratamiento y potabilización	Nuevas plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) y potabilizadoras; esquemas de reúso; soluciones basadas en naturaleza; OPEX sostenible (biogás, etc.)
PA-13	Apertura indiscriminada de pozos e industria de alta extracción	Cierre gradual y control con transición productiva	Cierre programado de pozos; cumplimiento estricto de veda; límites a nuevas industrias intensivas; monitoreo tripartito; normas de extracción/reúso
PA-14	Permisividad a desarrollos en recarga, inundables y ecosistemas primarios	Planeación y sanción efectiva	Comités ciudadanos con voto en juntas; sanciones económicas/penales y reparación inmediata del daño

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

Clave	Problema identificado	Estrategia (qué cambiar)	Acciones específicas (cómo hacerlo)
PA-15	Regulación ineficaz del uso de suelo	Ordenamiento territorial hídrico con control social	Instrumentos de planeación con enfoque de derecho a la ciudad; inventario y monitoreo de usos con GIS y participación
PA-17	Falta de planeación, mantenimiento y monitoreo de redes	Integrar sectorización + mantenimiento predictivo	Ver PA-09, PA-11 y TIC-03/04 para ejecución coordinada
PA-18	Ausencia de programas sociales/educativos permanentes sobre agua	Educación hídrica obligatoria y continua	Programas curriculares por nivel; formación docente; materiales locales y campañas permanentes
PA-19	Distribución hídrica desigual	Prioridad al uso doméstico básico y equidad territorial	Monitoreo público; reglas de racionamiento en crisis; garantías del derecho humano al agua
PA-20	Partidización de acciones hídricas	Blindaje institucional frente a ciclos electorales	Prohibir proselitismo; metodologías y criterios transparentes; justificación técnico-pública
PA-21	Campañas sesgadas que culpan solo a la población	Comunicación basada en evidencia y corresponsabilidad	Campañas permanentes dirigidas a todos los sectores, enfocando grandes deudores/extractores
PA-22	Conflictos de interés privados/élite en decisiones	Integridad y control de influencia	Comités auténticos y apartidistas; aprobación pública de proyectos/presupuestos; reglas de integridad
PA-23	Baja sensibilidad socioambiental en administraciones	Profesionalización continua	Programas obligatorios en gestión sostenible, participación y derecho humano al agua para todo el personal
Urbano-espaciales-territoriales (insostenibilidad urbana)			
UE-01	Planeación ineficiente permite urbanizar recarga/inundables; cambios de uso proinmobiliarios	Democratizar y fiscalizar la planeación; ética pública	Sanciones a servidores; códigos de ética; comités ciudadanos con voto; control de cambios de uso

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

Clave	Problema identificado	Estrategia (qué cambiar)	Acciones específicas (cómo hacerlo)
UE-02	Urbanizaciones en sierra de San Miguelito reducen recarga y agravan escasez/hundimientos	No construir en recarga y zonas de valor ambiental	Reglamentar y vetar expansión en recarga; programas de remediación/regeneración
UE-03	Inundaciones más frecuentes/costosas subsidian a desarrollos en zonas sensibles	Quien contamina paga/captura de valor	Impuestos ambientales y captura de plusvalías para financiar mitigación; criterios de riesgo en licencias
UE-04	Dispersión urbana eleva costos del servicio y fragmenta lo socioespacial	Planeación metropolitana cooperativa y no prescriptiva	Marcos interinstitucionales/intermunicipales; integrar organismos operadores desde la concepción; participación social
UE-05	Paisajismo con especies no aptas y alto consumo hídrico	Xeropaisajismo nativo	Guías públicas de vegetación nativa; reconversión de áreas verdes; lista de especies no aptas/invasivas
UE-06	Equipamientos no sustentables (p. ej., golf, albercas)	Reglas de uso de agua por tipo de equipamiento	PTAR *in situ*; prohibir riego con agua de primer uso/potable; monitoreo y sanción
UE-07	Cambios acelerados de uso con alto impacto hídrico	Ordenamiento con criterios hídricos y monitoreo en tiempo real	Reglas más estrictas; GIS/satélite para alertas; inspecciones y sanciones; canales de denuncia; densificación/rehabilitación; capacitación
Ambientales (desequilibrio hídrico y ecosistémico)			
A-01	Sobreextracción y desequilibrio del acuífero	Ajuste concesional a disponibilidad real	Auditoría de concesiones; recortes y reconversión de usos; metas de balance por cuenca
A-02	Alta dependencia del acuífero profundo	Reúso masivo y separación de corrientes	Tecnificación agrícola; separación de aguas negras/grises/pluviales; cumplimiento de NOM en industria y vivienda

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

Clave	Problema identificado	Estrategia (qué cambiar)	Acciones específicas (cómo hacerlo)
A-03	Fugas de drenaje contaminan acuífero somero	Renovar y monitorear drenaje	Sustitución priorizada; sensores/teleinspección; reparación expedita
A-04	Riego con aguas negras	Transición a aguas tratadas con acompañamiento	Programa con agricultores, asistencia técnica y financiamiento; control de calidad de efluentes
A-05	Descargas urbanas/industriales sin tratamiento	Recuperar PTAR y control de descargas	Reactivar/convertir PTAR (biogás/energía); monitoreo antes/después; autonomía financiera
A-06-A-09	Urbanización en recarga e intervención del ciclo; gestión sin enfoque de cuenca	Protección de recarga y enfoque de cuenca	Aplicar UE-02/07 y PA-14/15; planes de manejo con metas de infiltración y laminación
A-10	Metales pesados en agua potable por extracción profunda	Salud hídrica preventiva	Acceso a agua de ósmosis inversa certificada; vigilancia sanitaria; campañas de riesgo
Socioculturales (desigualdad urbana)			
SC-01	Inequidad en acceso (altos ingresos/productivos vs. sectores populares)	Garantizar el derecho humano al agua y equidad territorial	PGSAL con enfoque multifactorial; priorización doméstica; monitoreo público de distribución
SC-02	Sin cultura responsable del agua en sectores clave	Educación ambiental con enfoque local	Alianzas con secretarías de Educación (SE) —federal y/o estatales— e instituciones de educación superior (IES) —universidades, tecnológicos, normales, públicas y privadas— para codiseñar, implementar y evaluar acciones del plan hídrico; contenidos por nivel; materiales y talleres comunitarios
SC-03	Falta de capacitación a tomadores de decisión	Formación continua obligatoria	Programas con academia; certificaciones periódicas

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

Clave	Problema identificado	Estrategia (qué cambiar)	Acciones específicas (cómo hacerlo)
SC-04	Opacidad y baja rendición de cuentas en organismos operadores	Gobernanza abierta	Portales de datos abiertos; informes trimestrales; contralorías sociales
SC-05	Paisajismo de alto consumo hídrico ("desierto verde")	Cambio cultural hacia lo nativo-xerófilo	Guías de especies nativas; reconversión de áreas verdes; lista de no recomendables
SC-06	Modelos urbanos/industriales ajenos al territorio	Planeación participativa y prospectiva	Visión de 10 a 20 años; evaluación de capacidad de carga; lineamientos de compatibilidad hídrica
Tecnológico-infraestructural-constructivo (rezago y linealidad)			
TIC-01	Desaprovechamiento de soluciones basadas en la naturaleza (SbN)	Evaluar y escalar SbN localmente apropiadas	Guías, manuales y catálogos; asistencia técnica y pilotos demostrativos
TIC-02	Poca cooperación con academia experta	Red de colaboración ciencia-política	Consorcio estatal (gobierno-IES-centros); intercambio de buenas prácticas (p. ej., CICY-Mérida)
TIC-03	Red envejecida/colapsada con fugas	Renovar con gestión de activos	Sustitución priorizada; materiales durables; financiamiento multianual
TIC-04	Falta de sectorización y monitoreo	DMAs + telemetría como estándar	Obligatoriedad en nuevos fraccionamientos; despliegue metropolitano; integración con PA-09/11
TIC-05	Infraestructura hídrica abandonada	Programa estatal de mantenimiento	Inventario, criticidad y plan anual; modernización de presas, acueductos y PTAR
TIC-06	Inversiones impuestas sin consenso técnico-social	Gestión democrática de inversiones	Reglas de consulta y evidencia; tableros públicos de proyectos; control social del gasto
TIC-07	Enfoque lineal y extractivo (dependencia de trasvases)	Balance hídrico y economía circular	Evaluaciones multicriterio; metas de reducción de extracción y aumento de reúso/infiltración

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

Clave	Problema identificado	Estrategia (qué cambiar)	Acciones específicas (cómo hacerlo)
Económicos (especulación hídrica y finanzas)			
E-01	Gasto público ineficiente y partidista	Autonomía y blindaje presupuestal	Organismos operadores con independencia operativa; transparencia, fiscalización y cuentas abiertas
E-02	Subsidios indirectos a sectores privilegiados/contaminantes	Regulación basada en evidencia del suelo y la construcción	Políticas de equidad urbana; incentivos/desincentivos; corrección de distorsiones del mercado
E-03	Opacidad en cobro a grandes consumidores	Cero excepciones y plena transparencia	Eliminar discrecionalidad; auditorías y reportes abiertos
E-04	Cartera de deudores sin cobranza efectiva	Tarifas progresivas y gestión de cobranza	Estructura tarifaria por bloques; acuerdos de pago y sanciones; medición efectiva
E-05	Hermetismo financiero en Interapas/CEA	Datos financieros abiertos en tiempo real	Plataforma pública de ingresos/egresos; interfaz de programación de aplicaciones (API) abierta; audiencias públicas periódicas
E-06	Subinversión en mantenimiento y nueva infraestructura	Plan de inversión escalonado (corto-mediano-largo)	Priorización vía PGSAL; cartera multianual con fuentes mixtas; seguimiento de desempeño
E-07	Criterios de costo poco claros; especulación del recurso	Metodología transparente de costos	Costeo integral (producción, distribución, tratamiento); publicación y revisión anual
E-08	Mercados paralelos/negros del agua	Regulación y sanción efectiva	Retiro de concesiones por usos no autorizados; vigilancia; armonización con nueva Ley General de Aguas
E-09	Sobreconcesionamiento y acaparamiento por transmisión de derechos	Límites a acumulación y auditorías periódicas	Auditorías y padrones públicos; topes por usuario; reversión de acumulaciones indebidas

En conjunto, estas propuestas buscan constituir la base para un plan de gestión integral y sostenible de los recursos hídricos en el VMSLP,

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

adoptando enfoques humanistas, multidisciplinarios e integrales que permitan la incorporación y vinculación de diversas disciplinas especializadas en el tema del agua. Con ello, también se genera una propuesta de gestión del agua que evoluciona desde un sistema lineal hacia uno circular (Figura 5). Esta transición se sustenta en los postulados de la economía circular y se inspira en los modelos propuestos por Delgado *et al*. (2021) y Leonard (2010), con el objetivo de garantizar una gestión sostenible del recurso hídrico en el VMSLP.



Figura 5. Sistema hídrico urbano circular. Fuente: Quintero-García (2025).

En este sentido, el sistema hídrico circular formulado para el VMSLP prioriza la restauración y protección del ciclo hidrológico natural de la región, lo que incluye la reducción de la extracción del acuífero, la

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

remediación de cuerpos de agua superficiales y subterráneos, así como el ordenamiento integral de la zona metropolitana. Estas acciones, implementadas a través de medidas multifactoriales y participativas en cada etapa del sistema, conforman una propuesta integral y sostenible para la gestión del agua.

A diferencia del sistema lineal, en el cual el agua es desperdiciada y desechada de manera excesiva en su última fase, obligando a una extracción constante, reiterada y permanente de las fuentes de abastecimiento, lo que compromete el equilibrio ecosistémico y genera una serie de conflictos previamente señalados y explicados, el sistema circular, formulado mediante un conjunto de estrategias, acciones, programas y proyectos, se centra en el tratamiento y la reutilización del agua. Este enfoque permite reducir la cantidad extraída de las fuentes de abastecimiento, otorgando tiempo y oportunidad para que los ecosistemas puedan estabilizarse de forma natural.

Además, en casos especiales, como periodos de sequías extremas y prolongadas, el agua tratada mediante procedimientos específicos puede ser reintegrada temporalmente a los ecosistemas como una medida paliativa y estabilizadora frente a los impactos antrópicos locales y regionales. Así, al disminuir de forma progresiva la extracción de agua, se fomenta la recuperación de los ecosistemas, al tiempo que se corrigen y redefinen las prácticas socioculturales, productivas y de gestión relacionadas con los recursos hídricos y el suelo en la región.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

Conclusiones

El Valle Metropolitano de San Luis Potosí enfrenta una crisis hídrica estructural de carácter multifactorial y multisectorial, cuya gravedad se intensifica bajo escenarios de sequía cada vez más frecuentes y extremos como resultado del cambio climático. Esta crisis se expresa en tres dimensiones centrales: el deterioro ambiental asociado con el abatimiento del acuífero y la ruptura del ciclo hidrológico; la desigualdad en el acceso al recurso, con mayor impacto en sectores sociales vulnerables, y la deficiente calidad del agua suministrada a la población.

La evidencia analizada revela que los gobiernos estatales y locales, lejos de impulsar una gestión sostenible y atender las causas estructurales de la compleja problemática hídrica ante las demandas socioambientales y las propuestas académicas y ciudadanas, han contribuido a profundizar la problemática mediante la continuidad de un modelo centralizado, hermético, unilateral y permisivo. Entre los factores más críticos destacan la urbanización descontrolada, la especulación inmobiliaria, la proliferación de mercados irregulares de agua, el acaparamiento de concesiones privadas, la expansión de industrias hídricamente intensivas en un territorio frágil y la implementación de políticas hídricas ineficientes. Este esquema ha derivado en la sobreexplotación, distribución inequitativa, deterioro ambiental y altos costos económicos, que consolida un sistema lineal e insostenible basado en la extracción continua y el desaprovechamiento de aguas residuales.

En este escenario, resulta imperativo transitar hacia un modelo de gestión integral, sostenible y justo, fundamentado en la separación de intereses políticos y privados respecto al manejo del agua y el suelo. Tal transición exige reconocer el derecho humano al agua, garantizar la

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

justicia hídrica y promover un esquema de gobernanza abierta que incorpore a la ciudadanía, principalmente a los sectores vulnerables, y academias en la toma de decisiones, mediante mecanismos de transparencia, participación efectiva y rendición de cuentas.

El reto es construir un plan de gestión integral y sostenible del agua local con visión de cuenca; metas de corto, mediano y largo plazo; indicadores verificables; mecanismos de revisión periódica, y blindado frente a ciclos electorales. Este plan debe ordenar el crecimiento urbano bajo criterios hídricos, priorizar la eficiencia operativa mediante sectorización y control de pérdidas, modernizar la infraestructura de tratamiento y reúso, y consolidar una economía circular del agua que disminuya la presión sobre el acuífero. Asimismo, debe articular acciones de restauración ecológica, protección de zonas de recarga y preparación frente a sequías e inundaciones, fortalecidas por alianzas con instituciones educativas y científicas.

En suma, el futuro hídrico del VMSLP dependerá de la capacidad de los organismos gestores, sector privado y la sociedad para superar las inercias de un modelo extractivo, mercantil y reactivo, e impulsar una transición hacia un sistema resiliente, equitativo y ambientalmente responsable. Solo así será posible garantizar la sostenibilidad del recurso, el bienestar de la población y la preservación de los ecosistemas en el largo plazo.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

Referencias

Aguirre-García, G. J., Tristán-Rodríguez, M. S., Hernández-Martínez, R., & Lizardi-Jiménez, M. A. (2023). Riesgo de un acuífero urbano por el desarrollo industrial: vulneración de derechos humanos. *Revista de El Colegio de San Luis*, 13(24), 1-36. https://doi.org/10.21696/rcsl132420231462

Aqualia. (2025). *Sistema de acueducto El Realito-San Luis Potosí*. https://www.aqualia.com.mx/san-luis-potosi

Bajo Tierra Museo del Agua. (2023). *Escasez provocada en la Zona Metropolitana de Querétaro*. https://bajotierra.com.mx/bt/wp-content/uploads/2023/08/Escasez-provocada-1.pdf

Bauman, Z. (2022). *Mundo de consumo*. Ediciones Culturales Paidós, S.A. de C.V.

Bauman, Z. (2007). *Vida de consumo*. Fondo de Cultura Económica.

Cotas & Conagua, Comité Técnico del Agua Subterránea y Comisión Nacional del Agua. (2005). *Estudio técnico respecto a las condiciones geohidrológicas y sociales del acuífero 2411 "San Luis Potosí" en el estado de San Luis Potosí.* Comité Técnico de Agua Subterránea del Acuífero del Valle de San Luis Potosí.

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2025). *Consulta a la base de datos REPDA*. https://app.conagua.gob.mx/consultarepda.aspx

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2024a). *Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero San Luis Potosí (2411), estado de San Luis Potosí.* https://sigagis.conagua.gob.mx/gas1/Edos_Acuiferos_18/sanluispotosi/DR_2411.pdf

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2024b). *Informa Conagua del avance de las obras de rehabilitación del sistema El Realito.* https://www.gob.mx/conagua/prensa/informa-conagua-del-avance-de-las-obras-de-rehabilitacion-del-sistema-el-realito?

CHE, Consejo Hídrico Estatal. (2024). *Hacia un plan de gestión hídrica sostenible: el problema del agua y estrategias integrales para una buena gestión.* https://congresosanluis.gob.mx/content/reuni%C3%B3n-de-la-comisi%C3%B3n-del-agua-con-integrantes-del-consejo-h%C3%ADdrico

Contraloría Autónoma del Agua del Estado de San Luis Potosí. (2024). *Informe de avances de trabajo sobre el acaparamiento de agua en el Estado de San Luis Potosí.* Contraloría Nacional Autónoma del Agua, Zona Centro y Zona Huasteca (Grupo Promotor).

Contreras, J. C. (2025, 11 de agosto). Interapas no tiene fecha para recibir agua de la presa El Realito, esta es la falla 11 del acueducto en el año. *Canal 7 Noticias.* https://canal7slp.tv/2025/interapas-no-tiene-fecha-para-recibir-agua-de-la-presa-el-realito-esta-es-la-falla-11-del-acueducto-en-el-ano/

Corpus, T. (2024, 17 de mayo). SLP no cumple con los derechos humanos a la salud y al agua: Dr. Fernando Díaz Barriga, investigador de la UASLP. *Noticias de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí.* https://wp.uaslp.mx/noticias/investigacion/slp-no-cumple-con-los-derechos-humanos-a-la-salud-y-al-agua-dr-fernando-diaz-barriga-investigador-de-la-uaslp/

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 209-260. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-06

Delgado, A., Rodríguez, D. J., Amadei, C. A., & Makino, M. (2021). *Water in circular economy and resilience (WICER)*. The World Bank. https://doi.org/10.1596/36254

El Express SLP (Redacción). (2024, 6 de septiembre). Multas a Aquos por fallas en El Realito ascendieron a 80 MDP. *El Express SLP*. https://elexpres.com/nota.php?story_id=326362&

Félix-Díaz, J. (2024, 9 de diciembre). *Conversatorio "El Plan Nacional Hídrico desde San Luis Potosí. Desafíos, debates e instituciones"*. https://www.youtube.com/watch?v=YSwxeWOAkUI

Granados-Ramírez, R., & Villaseñor-Franco, A. (2007). Entorno a la problemática del recurso agua ante los megaproyectos de transporte. Estudio de caso Zona Metropolitana de la Ciudad de Querétaro. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana 59*(2), 163-169. https://doi.org/10.18268/BSGM2007v59n2a2

GUA, Grupo Universitario del Agua de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí. (2025). *Agenda hídrica de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí.* https://www.uaslp.mx/agua/Paginas/Acciones/7653

Guerrero-Serrano, H. (2015). *Proceso de urbanizacion en la Garita de Jalisco, periferia sur-poniente de la ciudad de San Luis Potosí en el periodo 1970-2014* (Tesis de maestría). El Colegio de Michoacán, Michoacán, México. https://colmich.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1016/1527

Guevara-Gasca, V. A. (2008). El tandeo en el abasto de agua en San Luis Potosí (Breve reseña). *Boletín del Archivo Histórico del Agua*, (40), 73-77. https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=3159057

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

IPICYT, Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A. C. (2018). *Integración de los elementos técnicos para actualizar el Estudio Técnico de Factibilidad para el establecimiento del Área Natural Protegida. Reserva Estatal "Sierra de San Miguelito", San Luis Potosí.* https://d3dac9gdq8t83x.cloudfront.net/media/archivos/ETF_ANP_Sierra_San_Miguelito_version_final_2_agosto2018.pdf

Interapas. (2023, 1 de marzo). *Nuevo Interapas.* https://Interapas.mx/nosotros-2/121-2-3/#:~:text=El%2075.8%25%20de%20la%20poblaci%C3%B3n,litros%20de%20agua%20por%20segundo

Landeros, E. (2025). El Realito se queda; es incosteable cancelar contrato: CEA. *El Sol de San Luis.* https://oem.com.mx/elsoldesanluis/local/el-realito-se-queda-es-incosteable-cancelar-contrato-cea-25454910?

Leonard, A. (2010). *La historia de las cosas.* Fondo de Cultura Económica.

López-Álvarez, B. (2021). *Transformacion espacial del Valle de San Luis Potosí y la presión el sistema hidrológico.* El Colegio de San Luis, A.C.

López-Valle, S. (2013). *Élites gerenciales en la gestión participativa del agua. El Consejo Directivo del Comité Técnico de Aguas Subterráneas (Cotas) del acuífero del Valle de San Luis Potosí* (Tesis de maestría). El Colegio de San Luis, A. C. https://colsan.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1013/339

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Martínez-Austria, P. F., & Vargas-Hidalgo, A. (2016). Modelo dinámico adaptativo para la gestión del agua en el medio urbano. *Tecnología y ciencias del agua*, *7*(4), 139-154. https://www.revistatyca.org.mx/index.php/tyca/article/view/1264

Menchaca-Dávila, S. (2020). La complejidad como base metodológica para la construcción de conocimientos en el Observatorio del Agua para el Estado de Veracruz, OABCC (Agua, Bosques, Cuencas y Costas). *UVserva*, (10), 110-116. https://doi.org/10.25009/uvs.v0i10.2751

Miranda-Gómez, O., Rivera-Castañeda, P., & Morales, E. (2023). Problemas públicos y capacidad institucional de la gestión del agua urbana en Baja California. *Frontera Norte*, *35*, e2328. https://doi.org/10.33679/rfn.v1i1.2328

Moreno-Mata, A., Ramos-Palacios, C. R., & Villasis-Keever, R. (2016). Dispersión metropolitana, fragmentación socioespacial y vulnerabilidad a escorrentias urbanas en la Zona Metropolitana de San Luis Potosí, México. En: Moreno-Mata, A. (coord.). *Sistemas metropolitanos en crisis. Dispersión-fragmentación-vulnerabilidad* (pp. 236-254). Editorial Académica Española.

Ortiz-Brizuela, M. A. (2015). *Urbanización rentable y consumo de la ciudad en el Valle de San Luis Potosí. San Luis Potosí* (tesis de doctorado). El Colegio de San Luis, A.C., San Luis Potosí, México. https://colsan.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1013/242

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Pastrana-Miranda, T., & González-Caamal, M. M. (2022). Injusticia ambiental y marginación: la falta de acceso al agua en la Zona Metropolitana del Valle de México. *Territorios*, (46), 1-25. https://doi.org/10.12804/revistas.urosario.edu.co/territorios/a.9931

Peña, F. (2013). Fronteras del agua: el abasto a la ciudad de San Luis Potosí. En: Peña, F. (coord.). *La sed urbana. La ciudad como construcción hidráulica* (pp. 147-172). El Colegio de San Luis, A.C.

Quintero-García, J. A. (2025). La problemática del agua en el Valle Metropolitano de San Luis Potosí. *LATAM Revista Latinoamericana de Ciencias Sociales y Humanidades*, *5*(6), 3996-4019. https://doi.org/10.56712/latam.v5i6.3294

Quintero-García, J. A. (2021). *Inundaciones en asentamientos de clase trabajadora en el Valle Metropolitano de San Luis Potosí: urbanización capitalista y división social del espacio. Estudio de caso* (tesis de doctorado). El Colegio de San Luis, A.C., San Luis Potosí, México. https://colsan.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1013/1570

Ramírez-Pichardo, Y. (2024). *Gestión del agua y sostenibilidad de los acuíferos en el área metropolitana de Monterrey, Nuevo León* (tesis de maestría). El Colegio de la Frontera Norte, Tijuana, México. https://posgrado.colef.mx/wp-content/uploads/2024/09/TESIS-Ramirez-Pichardo-Yasmin-MAGIA-1.pdf

Robledo, C. (2025). Primera falla de "El Realito" en 2025 deja sin agua a potosinos. *El Sol de San Luis*. https://oem.com.mx/elsoldesanluis/local/primera-falla-de-el-realito-en-2025-deja-sin-agua-a-potosinos-20991655?

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Rocha-Díaz, D. A., Ruiz-Chávez, F. de J., Gutiérrez-Pérez, J. A., & Orozco-Medina, I. (2024). Evaluación del estrés hídrico en el estado de Guanajuato considerando las demandas y la disponibilidad de las fuentes a través del índice de escasez hídrica. *Acta Universitaria*, *34*, e4035. https://doi.org/10.15174/au.2024.4035

Salvador, J., Ricart, J. E., Trillas, F., & Rodríguez M. (2018). *Caso de estudio PPP for Cities. Acueducto El Realito (México)*. IESE Bussiness School. https://www.iese.edu/media/research/pdfs/ST-0468.pdf

Segura, E. (2025, 29 de agosto). El Realito: millones en pagos y un contrato imposible de cancelar. *Plano Informativo*. https://planoinformativo.com/1095527/el-realito-millones-en-pagos-y-un-contrato-imposible-de-cancelar?

Torres, H. (2025, 9 de abril). ¡Casi un año sin agua en SLP! El Realito ha sido inoperante 300 días en dos años. *El Universal San Luis Potosí*. https://sanluis.eluniversal.com.mx/metropoli/casi-un-ano-sin-agua-en-slp-el-realito-ha-sido-innoperante-300-dias-en-dos-anos/

Zurita, A. A., Badii, M. H., Guillen, A., Lugo-Serrato, O., & Aguilar-Garnica, J. J. (2015). Factores causantes de degradación ambiental. *Daena: International Journal of Good Conscience: 10*(3), 1-9. http://www.spentamexico.org/v10-n3/A1.10(3)1-9.pdf

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-07

Artículos

Efecto de factores ambientales en floraciones de cianobacterias y producción de cianotoxinas en agua dulce

Effect of environmental factors on cyanobacterial blooms and cyanotoxin production in freshwater

Vanessa Mena-Navarro[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-2471-8178

Jesús Barrera-Rojas[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-5244-9879

Aida Alejandra Guerrero de León[3], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-8883-1607

Hasbleidy Palacios-Hinestroza[4], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-0604-3357

Belkis Sulbarán-Rangel[5], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-5758-6140

[1]Departamento de Estudios del Agua y la Energía, Centro Universitario de Tonalá, Universidad de Guadalajara, Tonalá, Jalisco, México, miriam.mena6085@alumnos.udg.mx

[2]Departamento de Estudios del Agua y la Energía, Centro Universitario de Tonalá, Universidad de Guadalajara, Tonalá, Jalisco, México, jesus.barrera@academicos.udg.mx

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

[3]Departamento de Estudios del Agua y la Energía, Centro Universitario de Tonalá, Universidad de Guadalajara, Tonalá, Jalisco, México, aida.guerrero@academicos.udg.mx

[4]Departamento de Ciencias Básicas, Centro Universitario de Tlajomulco, Universidad de Guadalajara, Tlajomulco de Zúñiga, Jalisco, México, hasbleidy.palacios@academicos.udg.mx

[5]Departamento de Estudios del Agua y la Energía, Centro Universitario de Tonalá, Universidad de Guadalajara, Tonalá, Jalisco, México, belkis.sulbaran@academicos.udg.mx

Autora para correspondencia: Belkis Sulbarán-Rangel, belkis.sulbaran@academicos.udg.mx

Resumen

En la actualidad, los ecosistemas acuáticos enfrentan amenazas crecientes por el cambio climático y las actividades antrópicas. La eutrofización favorece la proliferación de cianobacterias, capaces de producir cianotoxinas que alteran los ecosistemas y representan un riesgo para la salud pública. Su distribución, frecuencia e intensidad ha aumentado globalmente, despertando interés por comprender los factores ambientales que regulan su aparición. El objetivo de este estudio fue realizar una revisión sistemática integradora de la literatura publicada entre 2020 y 2024, con el fin de analizar la influencia de las variables ambientales en las floraciones de cianobacterias y su relación con la producción de cianotoxinas, así como identificar vacíos de conocimiento y tendencias recientes en torno a la regulación genética de estos procesos. Para ello se utilizaron las bases Scopus, ScienceDirect y Google

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Académico, seleccionadas por su amplia cobertura temática y calidad editorial en ciencias ambientales. Aunque se ha establecido que las floraciones son más frecuentes en latitudes cálidas, se encontró que algunas especies proliferan también en aguas frías. La producción de toxinas no siempre se relaciona con la densidad celular, sino con la expresión de genes toxigénicos sensibles a la temperatura y disponibilidad de nutrientes. En contraste, parámetros como la radiación solar han sido menos estudiados, a pesar de evidencias que sugieren que, junto con temperaturas elevadas, podrían inducir la síntesis de cianotoxinas. La revisión destaca la necesidad de abordar estos factores subestimados para anticipar escenarios futuros bajo el contexto del cambio climático.

Palabras clave: ecosistema acuático, agua dulce, bacteria, eutroficación, toxicología, cambio climático, estudio bibliográfico.

Abstract

Aquatic ecosystems currently face increasing threats due to climate change and anthropogenic activities. Eutrophication promotes the proliferation of cyanobacteria capable of producing cyanotoxins that disrupt ecosystems and pose risks to public health. Their distribution, frequency, and intensity have increased globally, generating growing interest in understanding the environmental factors that regulate their occurrence. The objective of this study was to conduct an integrative systematic review of the literature published between 2020 and 2024, to analyze the influence of environmental variables on cyanobacterial blooms and their relationship with cyanotoxin production, as well as to identify knowledge gaps and recent trends surrounding the genetic regulation of these processes. For this purpose, the databases Scopus,

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

ScienceDirect, and Google Scholar were selected for their broad thematic coverage and editorial quality in environmental sciences. Although blooms have been established to be more frequent in warm latitudes, some species were found to also proliferate in cold waters. Toxin production is not always related to cell density but to the expression of toxigenic genes sensitive to temperature and nutrient availability. In contrast, parameters such as solar radiation have been less studied, despite evidence suggesting that, together with high temperatures, they may induce cyanotoxin synthesis. This review highlights the need to address these underestimated factors to better anticipate future scenarios under the context of climate change.

Keywords: aquatic ecosystems, freshwater, bacteria, eutrophication, toxicology, climate change, literature reviews.

Recibido: 31/07/2025

Aceptado: 20/10/2025

Publicado *ahead of print*: 04/11/2025

Versión final: 01/07/2026

Introducción

De acuerdo con la Administración Nacional de Aeronáutica y el Espacio (NASA, por sus siglas en inglés), las temperaturas globales promedio aumentaron 1.28 °C durante 2024, en comparación con el periodo de referencia 1951-1980, lo cual constituye un récord de temperatura para la superficie terrestre (Lenssen *et al*., 2024). Este incremento se atribuye en gran medida a las actividades antrópicas, como la deforestación,

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

quema de combustibles fósiles, prácticas agrícolas intensivas y alteración de los usos de suelo, que han modificado de forma significativa los ciclos biogeoquímicos, favoreciendo la eutrofización y el cambio climático (Priya *et al*., 2023). No obstante, no todas las actividades humanas producen este efecto, las más determinantes son aquellas que aumentan las emisiones de gases de efecto invernadero o alteran los flujos naturales de carbono y nutrientes en los ecosistemas acuáticos. Dichas alteraciones incrementan la disponibilidad de nutrientes, principalmente nitrógeno (N) y fósforo (P), en los cuerpos de agua, un fenómeno conocido como eutrofización (Hennon & Dyhrman, 2020; Sitote & Gebremedhine, 2024).

Estudios clásicos de referencia han establecido las bases del vínculo entre el cambio climático, la eutrofización y la expansión global de las floraciones nocivas de cianobacterias. Paerl y Paul (2012) demostraron que el alza de la temperatura, la estratificación térmica y los cambios hidrológicos intensifican la dominancia de géneros como *Microcystis* y *Anabaena* en ecosistemas eutróficos, mientras que O'Neil *et al*. (2012) destacaron el papel de la eutrofización y las variaciones climáticas en la recurrencia de floraciones tóxicas a nivel mundial.

Actualmente, múltiples sistemas de agua dulce en todo el mundo presentan signos de eutrofización avanzada (Chen *et al*., 2024; Díaz-Torres *et al*., 2021; Lapointe *et al*., 2024; Mihuc *et al*., 2024). Entre los principales efectos de la eutrofización se encuentra la proliferación excesiva de algas y plantas acuáticas, lo que conlleva a desequilibrios ecológicos como hipoxia, pérdida de la diversidad y severa degradación de la calidad del agua, lo que representa un desafío ambiental de escala global (Sitote & Gebremedhine, 2024). En este contexto, ciertos grupos de algas tienen la capacidad de formar floraciones, las cuales se caracterizan por el crecimiento acelerado o la acumulación de biomasa en

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 261-308. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-07

periodos cortos de tiempo (Moreira *et al*., 2022). Aunque no todas las floraciones de algas tienen efectos negativos, existen algunas especies capaces de sintetizar toxinas que pueden afectar a organismos coexistentes en el ecosistema acuático y alterar la dinámica de la cadena trófica (Moreira *et al*., 2022).

Las cianobacterias (también conocidas como "algas verdeazuladas") son microorganismos procariontes ampliamente distribuidos en ecosistemas acuáticos que de manera natural pueden formar floraciones (Massey *et al*., 2022). Sin embargo, la concurrencia de factores como temperaturas elevadas, disponibilidad excesiva de nutrientes, concentración de dióxido de carbono (CO_2), hidrodinámica y otros moduladores (salinidad, metales pesados, conductividad eléctrica y luz) promueve la expansión y persistencia de floraciones masivas (De-Anda *et al*., 2019; Massey *et al*., 2022; Moreira *et al*., 2022; Nowicka-Krawczyk *et al*., 2022). Particularmente, géneros como *Dolichospermum*, *Microcystis*, *Aphanizomenon*, *Nodularia*, *Cylindrospermopsis*, *Oscillatoria* y *Planktothrix* han sido identificados como responsables de desarrollar floraciones en lagos, lagunas, océanos, ríos, arroyos, reservorios de agua e incluso pozos (Massey *et al*., 2022). Estos géneros se destacan no solo por su capacidad de proliferación, sino también por la producción de metabolitos secundarios conocidos como cianotoxinas, que pueden tener efectos perjudiciales para la flora y fauna acuáticas (Igwaran *et al*., 2024; Nandini *et al*., 2019).

Debido a su amplia variedad, las cianotoxinas se clasifican con base en distintos criterios: a) su estructura química, como alcaloides, ésteres de fosfato, péptidos cíclicos y lipopéptidos; b) su especificidad y actividad biológica, como hepatotoxinas, citotoxinas, neurotoxinas y toxinas dérmicas, y c) su distribución epidemiológica, toxicológica, y geográfica,

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 261-308. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-07

destacando las microcistinas (MCs), nodularinas (NODs), anatoxinas (ATXs), cilindrospermopsinas (CINs) y saxitoxinas (STXs) (Bashir *et al*., 2023; Moreira *et al*., 2022). En general, las hepatotoxinas (MCs y NODs), lipopolisacáridos y neurotoxinas (ATXs y STXs) son las más comunes en sistemas de agua dulce (Igwaran *et al*., 2024; Moreira *et al*., 2022).

Cabe destacar que en la actualidad existe un debate acerca de la función fisiológica de las cianotoxinas. Algunos estudios sugieren que estos compuestos no son esenciales para el crecimiento o la reproducción, sino que podrían actuar como mecanismo de defensa frente a depredadores (Bashir *et al*., 2023). Otros autores plantean que dado que muchas cianotoxinas se encuentran dentro de la célula sana (endotoxinas) en un alto porcentaje bajo condiciones desfavorables son liberadas en el agua al final del ciclo de vida de las floraciones (Mokoena, 2024). Además, se ha mencionado que el aumento de parámetros como la concentración de N y la temperatura favorecen la producción de cianotoxinas (Bashir *et al*., 2023; Igwaran *et al*., 2024).

En particular, los cambios ambientales de carácter temporal —como los periodos de sequía y lluvia, cada vez más intensos y frecuentes debido al cambio climático— pueden jugar un papel determinante en la dinámica de las floraciones. Dado que la dinámica de la producción de cianotoxinas depende de la expresión de genes específicos y que esta, a su vez, responde a condiciones ambientales complejas, su predicción continúa representando un reto científico, en tanto que los mecanismos de regulación no han sido completamente dilucidados (Igwaran *et al*., 2024). Por lo anterior, el objetivo de este artículo de revisión es identificar y sintetizar la influencia de a) la eutrofización (carga de nutrientes: nitrógeno y fósforo); b) el cambio climático (temperatura estacional, sequías prolongadas, y precipitaciones); c) la hidrodinámica

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 261-308. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-07

(estratificación y tiempo de residencia), y d) las condiciones ópticas (radiación solar y transparencia de la columna de agua) en la proliferación de floraciones de cianobacterias y en la expresión génica de cianotoxinas en ecosistemas de agua dulce.

Esta revisión responde a la ausencia de estudios actualizados que integren de manera conjunta los enfoques ambiental y molecular en el análisis de las floraciones de cianobacterias. Se incorporan evidencias recientes que vinculan condiciones ambientales específicas con la abundancia de géneros toxigénicos y con la activación de genes asociados con la síntesis de microcistinas y saxitoxinas en diversos ecosistemas acuáticos. Comprender cómo factores como el exceso de nutrientes, el calentamiento global o las alteraciones hidrológicas inciden en el comportamiento ecológico y toxigénico de las cianobacterias resulta esencial para el desarrollo de estrategias preventivas, sistemas de monitoreo más eficaces y políticas de gestión integrada de los recursos hídricos. En conjunto, esta revisión contribuye a consolidar el conocimiento actual y a señalar vacíos científicos clave que orienten futuras investigaciones multidisciplinarias en el contexto del cambio ambiental global.

Materiales y métodos

Estrategia de búsqueda y tipo de revisión

Este estudio corresponde a una revisión sistemática integradora, orientada a recopilar, analizar y sintetizar información reciente publicada entre 2020 y 2024 sobre la influencia de factores ambientales en las floraciones de cianobacterias y la expresión génica de cianotoxinas. Este

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 261-308. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-07

enfoque permitió combinar evidencia cuantitativa y cualitativa de diferentes fuentes, identificando patrones y vacíos de conocimiento relevantes para la comprensión de dichos fenómenos. Para ello, se recurrió a repositorios académicos de amplio alcance como ScienceDirect, Scopus y Google Académico, reconocidos por su cobertura en ciencias ambientales y biotecnológicas. Para garantizar la precisión y replicabilidad, se aplicaron operadores booleanos y uso de comillas en las consultas. Las combinaciones principales incluyeron expresiones como: "cyanobacterial bloom" AND "environmental factors"; "cyanotoxin" AND ("temperature" OR "nutrients" OR "pH"); "gene expression" AND "Microcystis" AND "toxins". También se utilizaron truncamientos (cyanobact o microcystin).

La búsqueda se delimitó a publicaciones correspondientes a los últimos cinco años (2020-2024), utilizando combinaciones de palabras clave en inglés estratégicamente seleccionadas, a fin de garantizar la inclusión de estudios recientes y relacionados con la temática abordada. Este periodo se estableció con el propósito de integrar los hallazgos más actuales sobre la influencia de los factores ambientales en las floraciones de cianobacterias y la expresión génica de cianotoxinas, considerando el avance de las técnicas moleculares y el impacto creciente del cambio climático en los ecosistemas acuáticos. Revisiones previas (Hennon & Dyhrman, 2020; Moreira *et al*., 2022) abordaron aspectos generales o metodológicos sobre floraciones y cianotoxinas, pero no incluyeron los estudios más recientes ni la perspectiva ambiental-molecular analizada en el presente trabajo.

Se observaron diferencias notables en el número de publicaciones identificadas entre Google Académico, ScienceDirect y Scopus para el periodo 2020-2024. Google Académico arrojó más de 17 000 resultados,

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 261-308. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-07

al utilizar combinaciones como "cyanobacterial bloom", "seasonal temperature cyanobacterial" y "cyanobacterial bloom environmental factors". En contraste, ScienceDirect reportó aproximadamente 5 000, 2 300 y 4 100 publicaciones, respectivamente; mientras que Scopus presentó la menor cantidad de registros, con valores de alrededor de 100, 400 y 2 800, dependiendo del término de búsqueda.

Estas diferencias pueden explicarse por el alcance y tipo de recursos incluidos: Google Académico integra una amplia gama de materiales (artículos, tesis y *preprints*) sin control editorial riguroso; Scopus es una base de datos de indexación multidisciplinaria con filtros estrictos, y ScienceDirect, aunque no es una base de datos de indexación como Scopus o Web of Science, funciona como una plataforma editorial de Elsevier que alberga artículos revisados por pares. Su inclusión permitió complementar la búsqueda con publicaciones especializadas de alta calidad en ciencias ambientales, considerando que no se dispone de acceso institucional a Web of Science.

Para esta revisión, se priorizó el análisis de publicaciones extraídas de ScienceDirect debido a su enfoque especializado en literatura científica revisada por pares, su accesibilidad y la consistencia editorial que ofrece en temas afines a las ciencias ambientales. Esta elección permitió asegurar la calidad y relevancia del material analizado, evitando al mismo tiempo la dispersión o redundancia que podría derivarse del uso de plataformas más amplias o heterogéneas. Como se observa en la Figura 1, entre 2020 y 2024 se registra un crecimiento sostenido en el número de publicaciones asociadas con el término "cyanobacterial bloom", que alcanza su punto máximo en 2024. Ese mismo año también se identifica un aumento significativo en los estudios enfocados en factores ambientales vinculados con las FC ("cyanobacterial bloom environmental

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 261-308. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-07

factors"), la cuales superaron por primera vez las 900 publicaciones. En contraste, las investigaciones relacionadas con la temperatura estacional ("seasonal temperature cyanobacterial") mostraron una tendencia más estable, con un incremento leve entre 2022 y 2024.

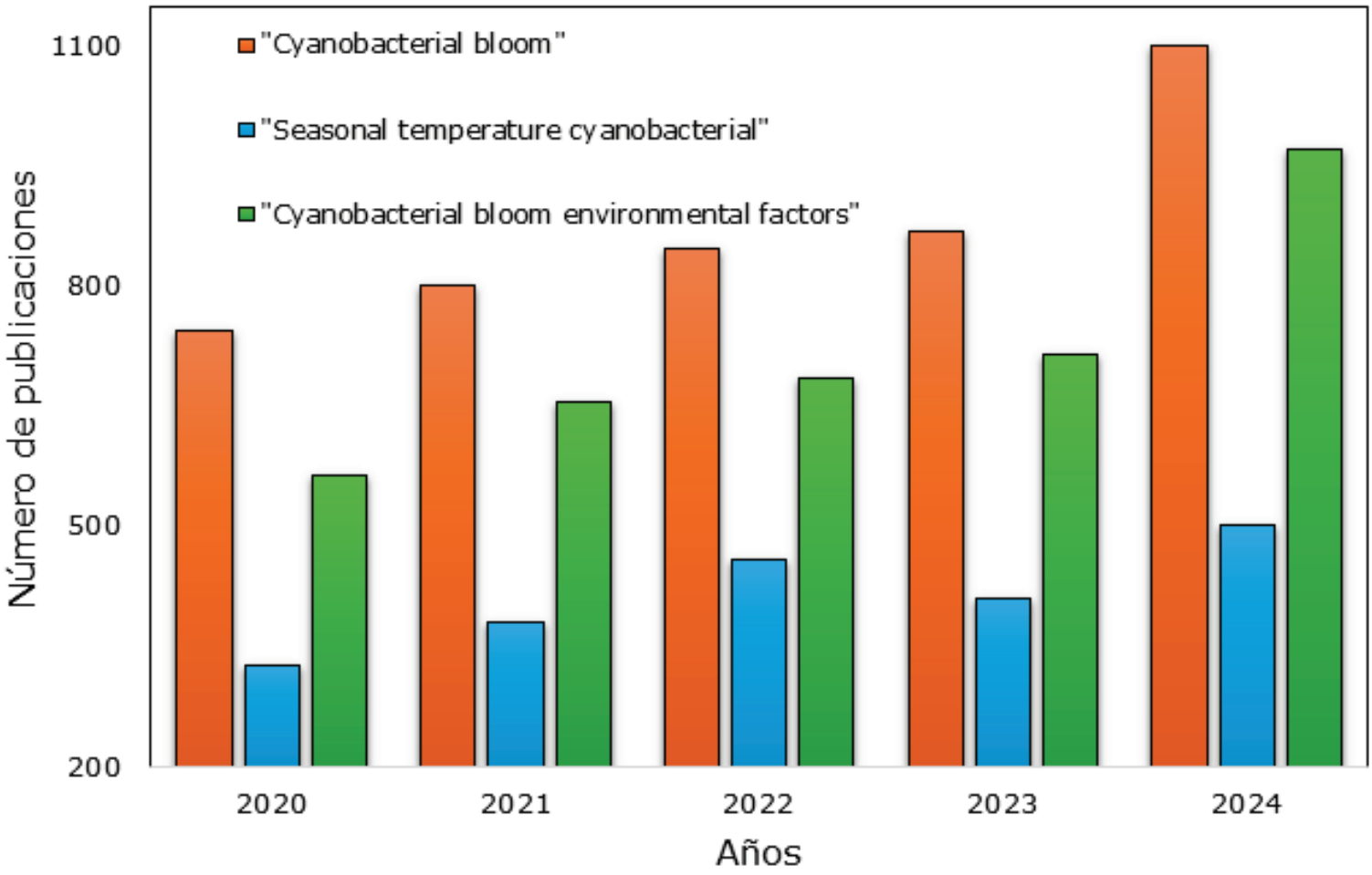


Figura 1. Publicaciones registradas en ScienceDirect de 2020 a 2024 utilizando combinaciones de palabras clave relacionadas con la temática seleccionada.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 261-308. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-07

Criterios de selección y procedimiento de análisis

Ante este panorama mostrado en la Figura 1, se realizó una revisión sistemática y selectiva de 40 artículos científicos considerados los más relevantes. La búsqueda se efectuó de forma manual, aplicando filtros por año de publicación (2020-2024), tipo de documento (artículos de investigación y revisiones) e idioma (inglés). La selección final de artículos se realizó con base en los siguientes criterios específicos de inclusión: 1) publicaciones entre 2020 y 2024; 2) estudios que abordaran de forma explícita las variables ambientales (p. ej., temperatura, concentración de nutrientes, radiación solar, pH o tiempo de residencia hidráulico); 3) uso de metodologías cuantitativas o ensayos experimentales en laboratorio o campo, y 4) disponibilidad de acceso completo al texto. En la primera fase se aplicaron los filtros por año de publicación, tipo de documento (artículos de investigación y revisiones) e idioma (inglés). En la segunda fase se realizó una selección manual en función de los criterios de inclusión previamente establecidos. Por último, los artículos seleccionados se organizaron y analizaron comparativamente, identificando patrones comunes entre los factores ambientales reportados y la expresión génica de cianotoxinas. Esta estrategia de selección buscó garantizar la calidad científica, actualidad y pertinencia temática de los estudios revisados, permitiendo una síntesis crítica sobre los principales factores ambientales que favorecen las floraciones de cianobacterias y producción de cianotoxinas en agua dulce.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 261-308. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-07

Resultados

De acuerdo con la revisión bibliográfica realizada, en la Figura 2 se presenta un resumen visual de los principales factores que influyen en la aparición y proliferación de las floraciones de cianobacterias (FC). Entre estos se encuentran la eutrofización (sobre todo por exceso de nitrógeno y fósforo); variables hidrodinámicas (como estratificación térmica y baja velocidad del viento); el cambio climático (aumento de temperatura y modificaciones en los patrones de precipitación); actividades antrópicas (uso agrícola, ganadero e industrial del suelo); la disponibilidad de luz y radiación solar, y las interacciones con comunidades microbianas (Caen *et al*., 2024; Gao *et al*., 2023; Harris *et al*., 2024; Igwaran *et al*., 2024; Le *et al*., 2024).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 261-308. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-07

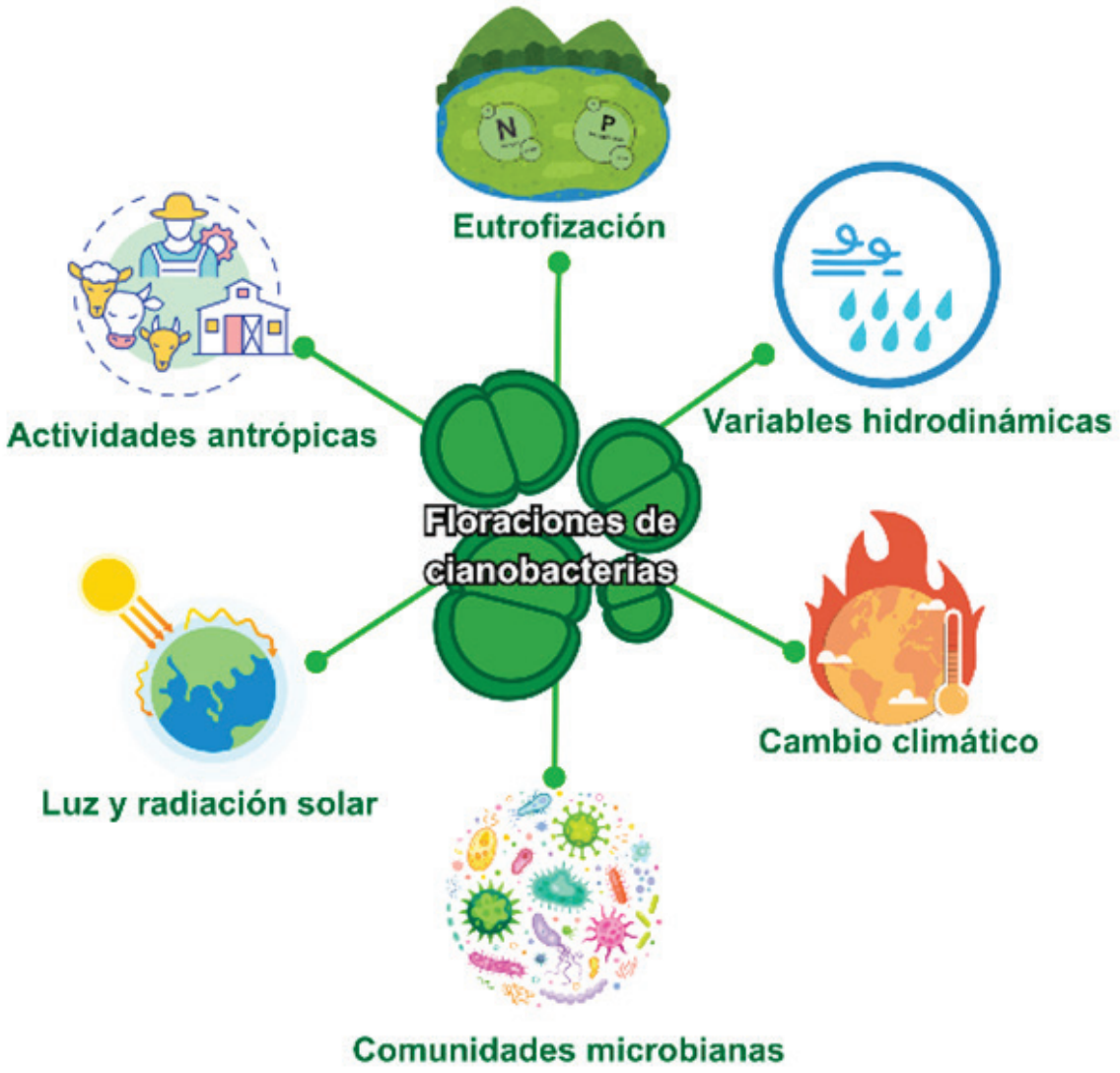


Figura 2. Factores que influyen en el desarrollo de las floraciones de cianobacterias.

Dichos factores están en consonancia con los identificados en los cuerpos de agua incluidos en la Tabla 1, donde las floraciones se asocian mayoritariamente con el enriquecimiento por nutrientes (eutrofización) y el incremento de la temperatura, al igual que con las condiciones hidrodinámicas y morfométricas particulares de cada sistema (como la profundidad, estratificación y conectividad lateral del agua). Por ejemplo,

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 261-308. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-07

el lago Tai en China y la represa Billings en Brasil destacan el papel del fósforo y la temperatura; mientras que el lago Erie, en Canadá y EUA, y el lago Clear, en EUA, evidencian la influencia combinada de nutrientes, viento y variaciones espaciotemporales. Asimismo, en algunos sitios, como el río Mosela, en Europa, se enfatiza el impacto del cambio climático sobre las condiciones físicas del sistema.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 261-308. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-07

Tabla 1. Cuerpos de agua dulce afectados por FC a nivel mundial.

Cuerpo de agua	Género(s) identificado(s)	Principales factores asociados	Referencia
Lago Tai (China)	*Microcystis*	Concentración de P, pH y temperatura	Zhang *et al*. (2024)
Laguna de Cajititlán (México)	*Planktothrix* y *Cylindrospermopsis*	Enriquecimiento con nutrientes (P y N)	Díaz-Torres *et al*. (2021)
Lago Vegorítida (Grecia)	*Dolichospermum*, *Microcystis* y *Aphanocapsa*	Alta concentración de P	Zervou *et al*. (2021)
Lago Victoria (Uganda/ Tanzania/ Kenia)	*Dolichospermum* y *Planktolyngbya*	Limitación de N	Olokotum *et al*. (2021)
Represa Billings (Brasil)	*Microcystis*, *Raphidiopsis* y *Dolichospermum*	Incremento de temperatura, pH, conductividad, N y SDT	Passos *et al*. (2022)
Lago Erie (EUA/Canadá)	*Microcystis*, *Dolichospermum*, *Pseudanabaena*, *Planktothrix*, y *Aphanizomenon*	Enriquecimiento con nutrientes (P y N), profundidad y estacionalidad	Nauman *et al*. (2024)
Lago Ypacaraí (Paraguay)	*Anabaena*, *Aphanocapsa*, *Aphanizomenon*, *Microcystis*, *Pseudanabaena* y *Synechococcus*	Alta concentración de N e incremento de temperatura	Ávalos *et al*. (2024)
Río Mosela (Francia/ Luxemburgo/ Alemania)	*Microcystis*	Cambios hidrológicos y físicos relacionados con el cambio climático	Kleinteich *et al*. (2024)
Lago Clear (EUA)	*Microcystis*, *Aphanizomenon*, *Dolichospermum*, *Gloeotrichia*, *Limnoraphis* y *Pseudanabaena*	Relación N:P, duración de estratificación, baja velocidad del viento y temperaturas cálidas	Swann *et al*. (2024)
Lago Okeechobee (EUA)	*Microcystis*	Limitación de N, aumento de temperatura y disponibilidad de luz	Jiang *et al*. (2025)

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 261-308. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-07

Además, en la Tabla 1 se evidencia que múltiples cuerpos de agua dulce alrededor del mundo se han visto afectados por FC, siendo *Microcystis* el género más frecuentemente reportado, presente en la mayoría de los casos analizados. Esta especie aparece tanto en lagos de América (lagos Erie, Okeechobee y Clear), como en Asia (lago Tai), África (lago Victoria), Europa (río Mosela) y América Latina (laguna de Cajititlán, lago Ypacaraí), lo que confirma su alta capacidad de adaptación a diferentes condiciones ambientales. Otros géneros recurrentes incluyen *Dolichospermum*, *Aphanizomenon*, *Planktothrix* y *Cylindrospermopsis*. Entre los principales factores asociados con la proliferación de estas floraciones destacan el enriquecimiento por nutrientes (nitrógeno y fósforo), el aumento de temperatura, la estratificación térmica, la relación N:P, la baja velocidad del viento, la profundidad del cuerpo de agua, la disponibilidad de luz y, en algunos casos, la limitación de nitrógeno.

Además, se identifican factores hidrológicos y físicos asociados con el cambio climático, como en el caso del río Mosela, donde la variabilidad en la temperatura del agua, la radiación solar, la disponibilidad de nutrientes y el caudal de descarga evidencia que las FC son un fenómeno complejo, con múltiples causas interrelacionadas que dependen del contexto local (Kleinteich *et al*., 2024). La presencia simultánea de varios géneros en un mismo cuerpo de agua, como se observa en los lagos Erie y Ypacaraí, también sugiere interacciones ecológicas que podrían intensificar el fenómeno (Ávalos *et al*., 2024; Nauman *et al*., 2024). Estos hallazgos respaldan la necesidad de estudios específicos por región y el diseño de estrategias de manejo adaptadas a las condiciones locales para prevenir o mitigar las floraciones.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 261-308. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-07

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

Variables ambientales relacionadas con el cambio climático

El cambio climático consiste en la modificación de los patrones meteorológicos del planeta, que incluye el aumento sostenido de la temperatura media global, la alteración de los regímenes de precipitación, la mayor frecuencia de eventos extremos (sequías, olas de calor, tormentas intensas), y los cambios en la radiación solar y los ciclos estacionales. Cuando estas modificaciones ocurren de forma gradual, permiten que los organismos se adapten de forma progresiva a las nuevas condiciones, aunque en las últimas décadas la velocidad de tales cambios ha superado la capacidad de adaptación de muchos ecosistemas acuáticos (Paerl & Paul, 2012; Plaas & Paerl, 2021). Sin embargo, cuando los cambios son acelerados, los ecosistemas experimentan desequilibrios que dificultan los procesos adaptativos (Raizada *et al*., 2022). Tal aceleración se atribuye sobre todo a las emisiones de gases de efecto invernadero derivadas de las actividades humanas, cuyas consecuencias incluyen un aumento en la frecuencia e intensidad de eventos extremos como sequías, olas de calor e inundaciones (Fawzy *et al*., 2020). Estas condiciones también provocan el incremento de la temperatura global, la estratificación térmica en los cuerpos de agua y un alza en las concentraciones de dióxido de carbono (CO_2), factores que favorecen el desarrollo de FC (Figura 3) (Igwaran *et al*., 2024).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 261-308. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-07

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

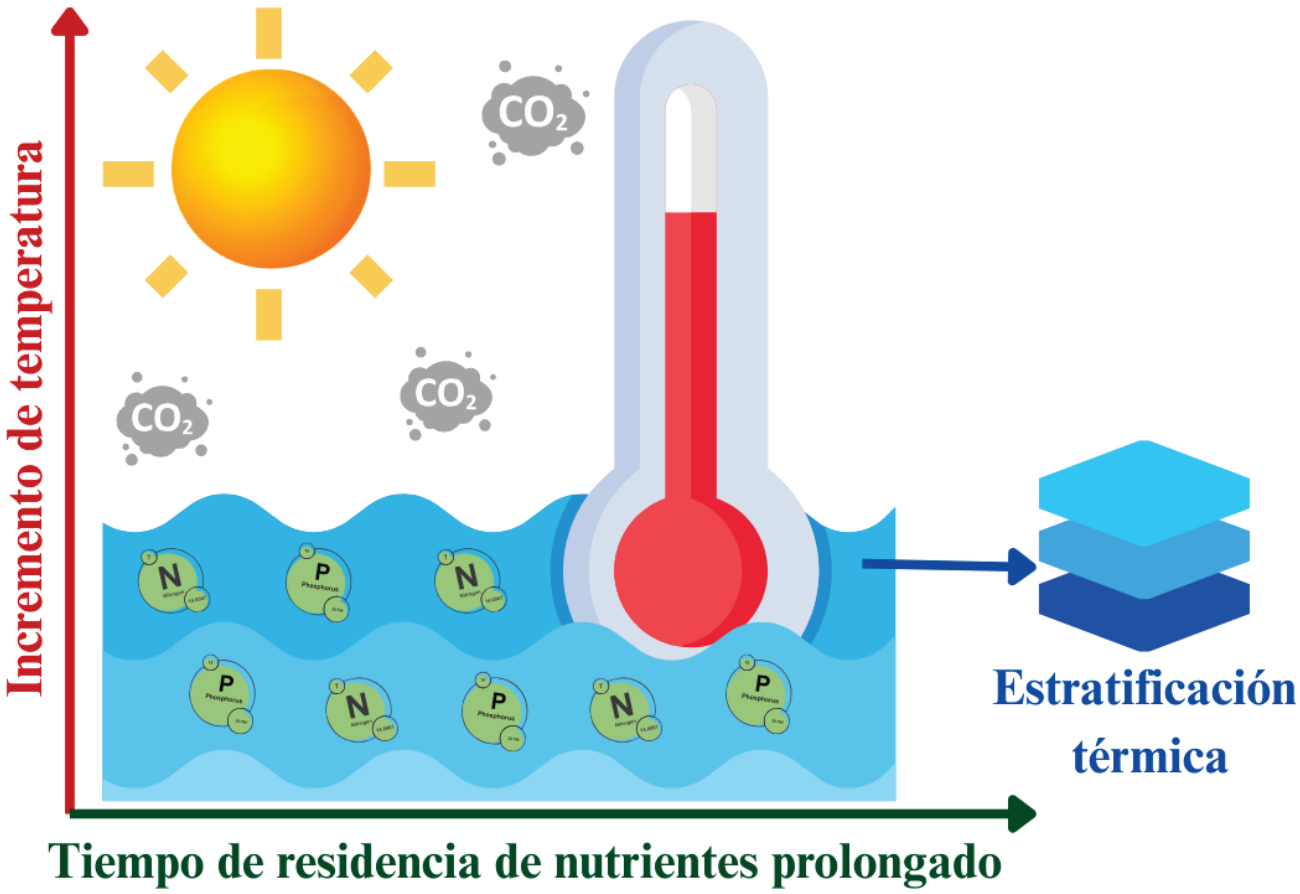


Figura 3. Consecuencias de los eventos climáticos extremos que favorecen la proliferación de floraciones de cianobacterias.

La temperatura es uno de los parámetros ambientales más estudiados en relación con las floraciones de cianobacterias (FC) (O'Neil *et al*., 2012; Paerl & Paul, 2012). Su incremento se ha vinculado directamente con un mayor crecimiento de estos microorganismos, cuya temperatura óptima suele encontrarse por encima de los 20 °C. Por ello, su proliferación es más común durante las estaciones cálidas, como la primavera y el verano (Igwaran *et al*., 2024; Van-de-Waal *et al*., 2024). El aumento de la temperatura acelera la tasa de crecimiento de las

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 261-308. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-07

cianobacterias y favorece la dominancia de especies tóxicas en ambientes eutrofizados. En el embalse Valle de Bravo (México), se ha reportado la presencia recurrente de *Microcystis aeruginosa*, *Aphanizomenon yezoense* y otras especies potencialmente tóxicas, asociadas con incrementos estacionales de temperatura y altas concentraciones de nitrógeno y fósforo derivadas de actividades antrópicas. De manera similar, en el lago Titicaca (Perú-Bolivia) se ha documentado un gradiente de eutrofización vinculado con el aporte de nutrientes agrícolas y el calentamiento superficial, que favorece la proliferación de cianobacterias en áreas costeras (Lanza *et al*., 2024; Ramírez-García & Chicalote-Castillo, 2021). Estos casos regionales refuerzan la evidencia de que el cambio climático y la eutrofización actúan de manera sinérgica en la intensificación de floraciones en sistemas tropicales y subtropicales. En este sentido, la ubicación geográfica modula los patrones estacionales de las FC. En Europa, Filatova *et al*. (2020) identificaron diferencias por zona climática: los regímenes mediterráneo y continental presentan dos picos (primavera y finales de verano-otoño), mientras que el Atlántico muestra un único pico estival. Estos contrastes sugieren una modulación conjunta por temperatura, régimen de precipitación/turbidez y estabilidad de la columna de agua.

Por otro lado, trabajos recientes han documentado su aparición en épocas invernales, lo cual indica una creciente capacidad de adaptación a temperaturas más bajas (Reinl *et al*., 2023). Un estudio realizado por Grosbois *et al*. (2024) en dos lagos boreales de Canadá —los lagos Fortuna y Beauchamp— evidenció la presencia de floraciones durante todo el año, incluso en invierno. La investigación incluyó la evaluación de parámetros de calidad del agua en diferentes estratos de la columna de agua (*epilimnion*, *metalimnion*, *hipolimnion*). En el lago Fortuna se

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 261-308. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-07

registraron comunidades de *Planktothrix*, *Limnothrix* y *Aphanizomenon* en el *metalimnion*; mientras que en lago Beauchamp predominaron *Aphanothece*, *Aphanocapsa* y *Gomphosphaeria* en el *epilimnion*. Aunque se observó una mayor abundancia de cianobacterias en verano y otoño, en el caso de *Planktothrix*, el conteo celular alcanzó su máximo en noviembre y su mínimo en marzo, con concentraciones que superaron los límites recomendados por la OMS para el agua destinada al consumo humano y uso recreativo; incluso en condiciones invernales propias del sistema (en el *metalimnion*, a temperaturas cercanas a 4 °C). Este patrón no se atribuye al calentamiento global sino a la adaptación ecofisiológica del género para tolerar baja irradiancia y temperaturas inferiores a las óptimas, junto con su capacidad de posicionamiento en la columna de agua mediante vesículas de gas, lo que reduce la presión de pastoreo zooplanctónico.

Además de la temperatura, la disponibilidad de fósforo y nitrógeno disuelto también fue dominante en la formación de estas floraciones. Cabe señalar que las floraciones en ambientes fríos pueden originarse por acumulación progresiva de biomasa bajo condiciones de crecimiento no óptimas. Sin embargo, el calentamiento de las aguas superficiales también altera la calidad y cantidad del hielo en cuerpos de agua que por lo común se congelan en temporadas invernales, lo cual permite una mayor penetración de la luz y crea condiciones propicias para la proliferación de cianobacterias (Reinl *et al*., 2023). Por otro lado, la producción de cianotoxinas no siempre guarda relación directa con la densidad celular. Es decir, una floración extensa no implica necesariamente una alta toxicidad, pues algunas especies pueden secretar potentes toxinas incluso a bajas concentraciones y representar un riesgo significativo para la fauna acuática y la salud humana (Igwaran

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 261-308. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-07

et al., 2024). Además, al no ser cadenas específicas, más de un género puede producir más de un tipo de cianotoxina (Moreira *et al*., 2022).

En este sentido, Nandini *et al*. (2019) evaluaron la toxicidad de extractos de cianobacterias recolectadas en el embalse de Valle de Bravo (México) durante diferentes estaciones (enero y septiembre), mediante bioensayos sobre el rotífero *Brachionus calyciflorus*. Se analizaron los efectos agudos y crónicos de las cianotoxinas a diferentes concentraciones, además de considerar la temperatura ambiental previamente registrada en el embalse (20 y 25 °C). Como resultado, se observaron variaciones en la composición específica de cianobacterias por temporada: en enero predominó *Microcystis wesenbergii* y *M. aeruginosa*, mientras que en septiembre hubo una predominancia de *Woronichinia naegeliana*. A pesar de que la concentración de *Microcystis* fue mayor en las muestras obtenidas en enero, la toxicidad aguda fue mayor en el extracto de septiembre. Similarmente, se observó que los rotíferos expuestos a los extractos de *W. naegeliana* tuvieron una menor esperanza de vida, tasa reproductiva y crecimiento poblacional conforme aumentó la concentración del extracto, con independencia de la temperatura de exposición. Sin embargo, los autores señalaron que, en el ambiente natural, los efectos adversos del extracto de *W. naegeliana* podrían estar amplificados por la temperatura registrada en septiembre (22-23 °C).

Por su parte, Caen *et al*. (2024) analizaron la dinámica poblacional de subpoblaciones tóxicas y no tóxicas de cianobacterias bajo distintos escenarios de temperatura, utilizando un modelo matemático previamente reportado. Los resultados sugieren que las fluctuaciones térmicas a lo largo del año influyen en la dominancia relativa de estas subpoblaciones, observándose una mayor abundancia de cianobacterias

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

tóxicas al inicio y final del verano, y una predominancia de cepas no tóxicas durante la mitad de la estación (Figura 4).

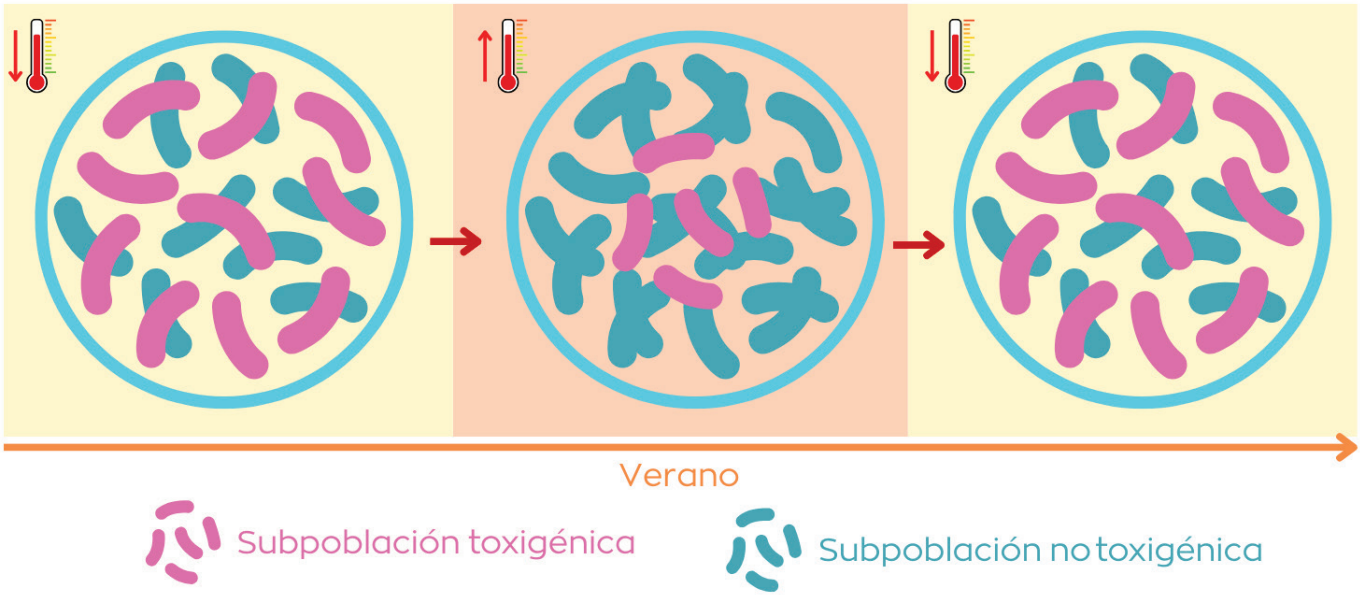


Figura 4. Efecto del incremento de la temperatura sobre subpoblaciones toxigénicas y no toxigénicas.

Posteriormente, se realizó un ensayo de laboratorio con subpoblaciones de *Dolichospermum* sp. y *Microcystis* sp., el cual confirmó que la temperatura óptima de crecimiento de las subpoblaciones tóxicas es menor a la de las no tóxicas. En consecuencia, los intervalos de temperatura intermedia constituyen una ventana estacional de ventaja para los genotipos tóxicos. Bajo el escenario del cambio climático, el aumento de la temperatura media y/o de su amplitud estacional tiende a prolongar los intervalos térmicos intermedios (p. ej., inicios más templados de verano y enfriamientos más tardíos al final de la estación), lo que incrementa la duración anual de esa ventaja y, por ende, la

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 261-308. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-07

frecuencia de episodios relativamente tóxicos. No obstante, los autores resaltan la necesidad de realizar estudios adicionales en condiciones naturales que consideren otros factores moduladores, como la disponibilidad de nutrientes, la intensidad lumínica y otros estresores ambientales. Estos hallazgos ponen de manifiesto la complejidad de predecir la producción de cianotoxinas sin un análisis integrado de múltiples variables ecológicas y fisiológicas.

Influencia de la carga de nutrientes (N y P)

El N y P son los principales nutrientes que ingresan a los ecosistemas acuáticos, cuyas rutas de entrada más comunes incluyen la erosión del suelo, las descargas de aguas residuales, el desbordamiento o fugas de alcantarillado doméstico, y la escorrentía asociada con el uso intensivo de fertilizantes (Igwaran *et al*., 2024). El cambio de uso de suelo, como la urbanización, deforestación y expansión agrícola, ha generado alteraciones significativas en los ciclos biogeoquímicos naturales. La urbanización incrementa las superficies impermeables, intensificando la escorrentía superficial y facilitando la entrada de nutrientes a los cuerpos de agua. Por su parte, la deforestación disminuye la capacidad de retención y absorción de nutrientes por parte de la vegetación, aumentando su disponibilidad en el sistema acuático (Sitote & Gebremedhine, 2024).

En este contexto, el ciclo del N resulta particularmente afectado, pues involucra rutas metabólicas microbianas complejas, como la nitrificación, desnitrificación y fijación de N, procesos regulados por la estructura y función de las actividades microbianas. En este estudio, N se refiere al nitrógeno total presente en el sistema (incluyendo sus formas

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 261-308. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-07

disueltas y particuladas), mientras que N_2 corresponde al nitrógeno molecular atmosférico implicado en los procesos de fijación biológica. La contaminación excesiva con N no solo favorece la eutrofización y altera el equilibrio ecológico, sino que también modifica la dinámica microbiana, afectando la calidad del agua y la deficiencia de los procesos de autorregulación del ecosistema (Yang *et al*., 2025). Además, incluso cuando las cargas externas disminuyen, los sedimentos internos pueden actuar como una fuente persistente de nutrientes, manteniendo el estado eutrófico de los cuerpos de agua a lo largo del tiempo (Wang *et al*., 2025).

En este sentido, el cambio climático puede alterar tanto las cargas externas como internas de dichos nutrientes. Por ejemplo, los periodos prolongados de sequía tienden a incrementar su tiempo de residencia en el agua, mientras que las lluvias intensas pueden ocasionar una sobrecarga de nutrientes, generando condiciones propicias para el desarrollo de FC (Igwaran *et al*., 2024; Reinl *et al*., 2023). En tal contexto, la disponibilidad de N ha sido reconocida como un regulador clave en la estructura y dinámica de las floraciones. La limitación de este nutriente promueve el crecimiento de cianobacterias fijadoras de N_2 como *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis* y *Dolichospermum*, las cuales pueden iniciar el proceso de floración. Posteriormente, conforme las condiciones cambian, suelen predominar géneros no fijadores como *Microcystis*, *Oscillatoria* y *Planktothrix* (Massey *et al*., 2022; Paerl *et al*., 2024).

El fósforo, por su parte, es un elemento esencial, ya que forma parte de componentes fundamentales como el ADN (ácido desoxirribonucleico), ARN (ácido ribonucleico), ATP (adenosín trifosfato) y los fosfolípidos que forman la membrana celular (Grosbois *et al*., 2024). Además, participa en procesos de señalización intracelular mediante la fosforilación

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 261-308. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-07

reversible de proteínas, regulando rutas metabólicas, la respuesta a estímulos ambientales y el control del ciclo celular (Tiwari, 2023). Su disponibilidad es crítica para el desarrollo y la persistencia de las floraciones. Aunque es comúnmente aportado por actividades antrópicas, en ciertos cuerpos de agua puede ser un factor limitante. En esas condiciones, algunas cianobacterias inducen la producción de fosfatasas, enzimas que permiten liberar fosfatos a partir de solutos orgánicos, lo que facilita su proliferación incluso en contextos de escasez (Igwaran *et al*., 2024).

Dado su papel en conjunto, la relación N:P ha sido ampliamente utilizada como indicador para predecir la aparición de floraciones. Un excedente de P en relación con N puede generar una condición de limitación por N, lo cual favorece la dominancia de cianobacterias fijadoras de N_2, muchas de las cuales tienen la capacidad de producir cianotoxinas (Swann *et al*., 2024). En relación con esto, estudios recientes han destacado que, más allá de la relación estequiométrica, la concentración absoluta del nutriente limitante determinará la biomasa final alcanzada por la comunidad y su estructura (Chorus *et al*., 2021). En ese sentido, Nowicka-Krawczyk *et al*. (2022) analizaron un embalse artificial y encontraron que la composición de las FC respondió en mayor medida a la relación N:P (~13 %) que al P por sí solo (~10 %). Bajo este enfoque, el manejo de la proporción N:P se ha propuesto como una estrategia de control para cuerpos de agua afectados por las floraciones. A pesar de ello, aún no existe consenso respecto a si es más efectivo restringir solo el fósforo o implementar medidas combinadas entre ambos nutrientes (Wu *et al*., 2025).

Por otra parte, diversos autores han señalado la importancia de considerar parámetros variables ambientales adicionales, como las

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 261-308. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-07

condiciones meteorológicas estacionales (Hounshell *et al*., 2024; Wu *et al*., 2025). Por ejemplo, Zhao *et al*. (2022) analizaron el impacto del control de N y P sobre los niveles de eutrofización de 30 lagos de agua dulce poco profundos en China bajo variaciones de temperatura inducidas por la estacionalidad. Se observó que el N es especialmente sensible a la temperatura en invierno: los lagos presentaban una sobresaturación de N_2, lo que indica que la fijación no era el principal mecanismo de eliminación de N; mientras que en primavera y verano, particularmente la biomasa de *Anabaena* aumentó, reflejando una mayor actividad de fijación de N.

Además, el incremento estacional de temperatura favoreció la liberación de P desde los sedimentos, lo que disminuyó la relación N:P y estimuló la proliferación de cianobacterias fijadoras. Con base en estos resultados, concluyeron que el control de nutrientes debe ser específico para cada cuerpo de agua y adaptado a la estacionalidad, priorizando el control del P en lagos que tienen una alta fijación de N_2. De manera complementaria, Wu *et al*. (2025) evaluaron el efecto del régimen de nutrientes (aportes de N y P) en conjunto con la meteorología sobre las FC, comparando dos lagos con morfometría contrastante —Xingyun (meseta, más profundo) y Taihu (planicie, somero)—. En el lago Xingyun, las elevadas concentraciones de N y P promovieron un aumento significativo en la biomasa de cianobacterias, reflejado en mayores niveles de clorofila *a* (Chl-*a*). En cambio, en el lago Taihu, a pesar de la entrada de nutrientes, el impacto fue moderado debido a proyectos de desvío de agua que contribuyeron a diluir dichas cargas. En ambos casos se registró una correlación positiva entre el P y la Chl-*a*, lo que quiere decir que el P se comportaba como el nutriente limitante en los dos sistemas. En síntesis, la revisión bibliográfica destacó que los nutrientes

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 261-308. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-07

configuran el potencial de proliferación, pero la respuesta efectiva también depende del contexto físico y meteorológico; por ello, la influencia de la carga de nutrientes no debe ser interpretada de forma aislada. En consecuencia, incorporar otros factores ambientales en el análisis es esencial para avanzar en la comprensión de la intensidad y composición de las FC.

Efecto de la luz y la radiación solar

A diferencia de otros parámetros ambientales estudiados, la influencia de la luz y la radiación solar en el desarrollo de las FC ha recibido relativamente poca atención en la literatura reciente, a pesar de que estos microorganismos son fotosintéticos. En tal contexto, el cambio climático también ha modificado el régimen de radiación en la superficie terrestre debido al incremento en las concentraciones atmosféricas de CO_2 y a la disminución de la capa de ozono, lo que ha resultado en un aumento global tanto de la temperatura del aire como de la radiación ultravioleta (UV), principalmente la fracción UV-B (280-315 nm) (Yan *et al*., 2024).

De acuerdo con diversos estudios, la radiación UV de alta intensidad puede tener efectos nocivos sobre la estructura fisiológica de las algas tanto a nivel celular como molecular, afectando negativamente procesos clave como la fotosíntesis. Sin embargo, las cianobacterias han desarrollado mecanismos adaptativos que les permiten tolerar estos efectos, entre ellos la síntesis de aminoácidos que absorben la radiación UV, sistemas enzimáticos de reparación del daño inducido, o incluso la formación de agregados de mayor tamaño con el fin de reducir la sensibilidad a los rayos UV (Prathima *et al*., 2024; Wang *et al*., 2024).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 261-308. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-07

Bajo este preámbulo, Yan *et al*. (2024) analizaron la respuesta de *Microcystis aeruginosa* ante condiciones relacionadas con el cambio climático. El estudio evaluó el crecimiento de cultivos a 25 y 30 °C, expuestos a radiación fotosintéticamente activa (400-700 nm), sola o en combinación con radiación UV. Los resultados indicaron que la mayor temperatura (30 °C) incrementó la sensibilidad de *M. aeruginosa* a la radiación UV, principalmente por una reducción de la capacidad de reparación del fotosistema II (FSII). Si bien se detectó actividad de enzimas antioxidantes, no fue suficiente para mitigar el daño al FSII. En cuanto a la producción de MCs, se observó un incremento bajo condiciones de alta radiación fotosintéticamente activa combinada con radiación UV a 30 °C, lo cual sugiere que su síntesis podría estar relacionada con una respuesta de defensa frente al estrés oxidativo. Aunque este mecanismo conlleva un alto costo energético, que puede afectar la competitividad, no reduce el riesgo toxicológico: aun con menor rendimiento fotosintético, la mayor cuota celular y/o la liberación de la MCs pueden elevar su concentración en el sistema de agua.

Por otro lado, Wang *et al*. (2024) llevaron a cabo un análisis de datos sobre radiación solar UV superficial en 40 lagos, correlacionándolos con concentraciones de N y P, y la frecuencia de FC registradas durante 20 años. El estudio mostró una asociación positiva entre la radiación UV y la densidad de cianobacterias, así como una mejora significativa en el ajuste de la relación entre la concentración de P total y tanto la frecuencia como el área máxima de las floraciones al incorporar la UV como covariable. De acuerdo con los autores, estos resultados son compatibles con que la radiación UV se asocie con mayores densidades y/o con mayor recurrencia de FC, posiblemente al favorecer la captación de P como respuesta al estrés oxidativo (mecanismo propuesto). También se

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 261-308. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-07

observó que los años con mayor extensión de floraciones estuvieron precedidos por años con UV más alta, por lo que plantean utilizar la variación de la UV como predictor complementario del comportamiento cíclico de las floraciones a escala global.

La evidencia citada sugiere que la radiación solar no solo actúa como fuente de energía para las cianobacterias, sino también como un agente de estrés que puede influir en su crecimiento, estructura fisiológica y capacidad toxigénica (Figura 5). Aunque aún la información al respecto es limitada en comparación con otras variables, como la temperatura o la carga de nutrientes, la radiación solar emerge como un factor ambiental de importancia creciente, en especial bajo escenarios de cambio climático que modifican los patrones de luz. Profundizar en su interacción con otras variables, así como en sus efectos sobre los mecanismos moleculares de defensa y síntesis de cianotoxinas, permitirá mejorar la comprensión de las FC en sistemas acuáticos dinámicos y vulnerables.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 261-308. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-07

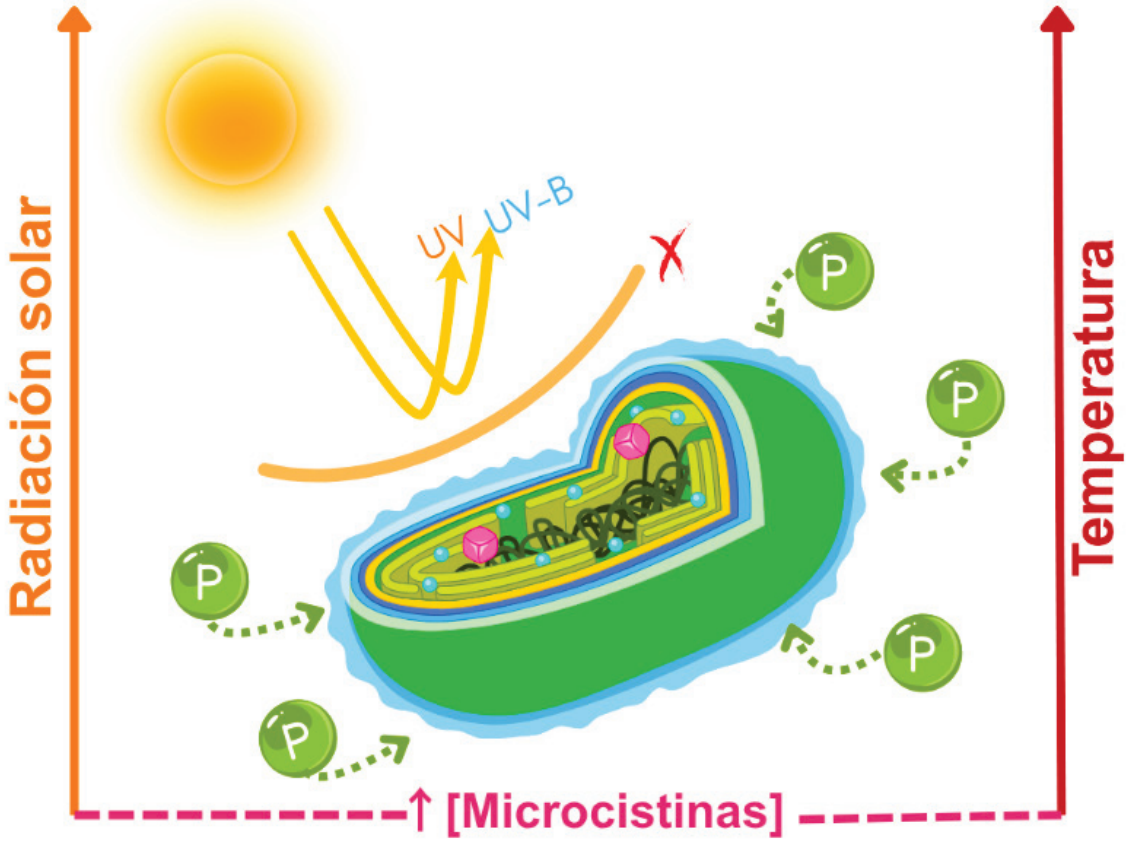


Figura 5. Efecto del incremento de la radiación solar y la temperatura sobre la absorción de fósforo (P) y la síntesis de microcistinas.

Influencia de los factores ambientales sobre la producción de cianotoxinas desde la perspectiva molecular

La creciente frecuencia e intensidad de las FC ha impulsado un interés significativo en el desarrollo de métodos capaces de predecir tanto su ocurrencia como su toxicidad, con el objetivo de mitigar sus impactos ecológicos, sanitarios y económicos. En respuesta a esta problemática, se han propuesto diversos enfoques que abarcan desde modelos

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 261-308. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-07

matemáticos y sistemas de monitoreo remoto hasta el análisis de series temporales en donde se integran variables ambientales, como la temperatura, radiación solar y concentraciones de nutrientes, al igual que la detección temprana de genes asociados con la producción de cianotoxinas (Duan *et al*., 2022; Van-de-Waal *et al*., 2024; Wu *et al*., 2025; Zhao *et al*., 2022). No obstante, la complejidad inherente de los ecosistemas acuáticos, sumada a las brechas existentes en el conocimiento de los mecanismos de adaptación y regulación fisiológica de las cianobacterias ante distintas condiciones ambientales, representa un desafío importante para la formulación de modelos predictivos realmente robustos.

Por otra parte, la literatura reciente indica que la producción de cianotoxinas no siempre es proporcional a la densidad celular; su ocurrencia, tipo y concentración dependen de la presencia/abundancia de las cadenas toxigénicas, las cuales están reguladas por diferencias genéticas y fenotípicas entre especies (Bashir *et al*., 2023; Moraes *et al*., 2021). Ante estas limitaciones, comprender los procesos que regulan el comportamiento de las cianobacterias a nivel molecular —sobre todo los relacionados con la síntesis de cianotoxinas y su respuesta a estímulos ambientales— resulta fundamental para avanzar en estrategias de predicción y mitigación. En este contexto, algunas técnicas moleculares han sido aplicadas con el propósito de llenar los vacíos de conocimiento existentes. Gonzales-Ferraz *et al*. (2024) investigaron la dinámica estacional del potencial toxigénico en especies del género *Microcystis* mediante qPCR de ADN del gen *mcy*E, en función de N, P y temperatura. Dicho gen fue detectado en la mayoría de las muestras, incluso con baja biomasa y temperaturas inferiores a 10 °C. En términos generales, la biomasa de *Microcystis* y la abundancia de *mcy*E se correlacionaron

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 261-308. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-07

positivamente con P y negativamente con N en forma de nitrato (NO_3^-); este último probablemente asociado con el consumo activo de nutrientes. A nivel especie, el análisis multivariante vinculó a *M. viridis* con copias del gen *mcy*E, mientras que *M. aeruginosa* y *M. wesenbergii* se asociaron con N y P, y *M. botrys* con la temperatura del agua. A su vez, Moraes *et al*. (2021) desarrollaron y validaron un ensayo de qPCR dirigido a stxA para cuantificar ADN de productores potenciales (*Raphidiopsis*, *Aphanizomenon* y *Geitlerinema*) en un embalse de Brasil, encontrando asociaciones positivas con biomasa, N:P y el pH, y negativas con turbidez y concentración de P. Cabe señalar que algunas muestras con *sxt*A no presentaban STX detectable, por lo que la presencia del gen no garantiza la expresión ni toxinogénesis sin condiciones ambientales propicias. Así, comprender cómo las variaciones en el ambiente influyen en dicha expresión requiere profundizar en el análisis génico. Desafortunadamente, la información disponible en dicho ámbito sigue siendo limitada.

La Tabla 2 resume evidencia de la literatura reportada en los últimos cinco años relacionada con el efecto de distintas variables ambientales sobre la expresión génica de cianotoxinas, en específico microcistina (MC) y saxitoxina (SXT), dos de las toxinas más comúnmente producidas por cianobacterias. En el caso de genes relacionados con la síntesis de microcistina, como *mcy*A y *mcy*B, se observó un incremento en su expresión bajo condiciones de alta concentración de nitrógeno, aumento de la temperatura y presencia de fósforo total (FT), respectivamente.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 261-308. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-07

Tabla 2. Efecto de las variables ambientales sobre la expresión génica de cianotoxinas.

Gen	Tipo de cianotoxina/ gen	Función	Variable analizada	Efecto	Especie asociada	Referencia
*mcy*A	Microcistina (MC)	Adición de Mdha y D-alanina	Alta concentración de N	↑ Expresión de *mcy*A y la concentración de MC	*Microcystis* sp.	Bashir *et al*. (2023)
*mcy*B		Adición de varios l-aminoácidos y ácido metilaspártico (D-MeAsp)	Aumento de temperatura	↑ Expresión de *mcy*B	*M. aeruginosa*	
*sxt*A	Saxitoxina (SXT)	Carga de ACP, metilación, condensación de Claisen	Temperatura elevada (30 °C)	↑ Expresión de *stx*A	*Aphanizomenon gracile*	Bashir *et al*. (2023)
*sxt*I		Carbamilación	Exposición a depredadores	↑ Expresión de *sxt*I y *sxt*U y de la concentración de SXT	*Raphidiopsis raciborskii*	Vilar *et al*. (2021)
*sxt*U		Reducción del grupo aldehído terminal del precursor de PST				

↑ = incremento.

Estos resultados evidencian que factores como el enriquecimiento por nutrientes y el cambio climático pueden potenciar no solo las floraciones, sino también su toxicidad. Por ejemplo, *Microcystis* sp. mostró mayor expresión de *mcy*A y aumento de microcistina bajo altas concentraciones de nitrógeno, mientras que *M. aeruginosa* elevó la expresión de *mcy*B ante temperaturas elevadas.

En cuanto a los genes asociados con la saxitoxina (*sxt*A, *sxt*I y *sxt*U), su expresión—cuantificada mediante RT (ARN) con normalización

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 261-308. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-07

a 16S rRNA o rpoC1— se vio favorecida por temperaturas elevadas y la exposición a depredadores, como se evidenció en especies como *Aphanizomenon gracile* y *Raphidiopsis raciborskii*. En conjunto, estos hallazgos destacan la importancia de monitorear tanto los factores ambientales como la expresión génica en contextos de floraciones, pues las condiciones que promueven el crecimiento de cianobacterias también pueden aumentar la producción de toxinas con efectos adversos para los ecosistemas acuáticos y la salud humana.

En relación con esto, Wang *et al*. (2021) evaluaron cómo las variaciones en la densidad celular de *M. aeruginosa* (FACHB-905) afectaban la expresión del clúster *mcy,* responsable de la síntesis de MCs, utilizando la reacción en cadena de la polimerasa con transcripción inversa en tiempo real (RT-PCR). Los resultados mostraron que la expresión de *mcy*A y la concentración de MC-LR incrementaron con la densidad celular, lo cual sugiere que el control del crecimiento de *M. aeruginosa* podría ser una estrategia útil para mitigar la contaminación por MCs en sistemas acuáticos. Sin embargo, este estudio no abordó los factores ambientales.

En contraste, Bashir *et al*. (2023) realizaron una revisión de los avances relacionados con la regulación de la síntesis de cianotoxinas a través de una perspectiva molecular, identificando estudios que exploraran el rol de factores bióticos y abióticos a nivel genético. Se reportó que factores ambientales como altas temperaturas, la deficiencia de N y la aplicación de ácido acetilsalicílico modulan la expresión de genes implicados en la producción de MCs. De manera similar, se ha demostrado que una temperatura elevada (30 °C) incrementa la expresión de genes relacionados con la biosíntesis de STXs. En resumen, la mayoría de los estudios se han enfocado principalmente en las MCs, dejando en gran

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 261-308. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-07

medida sin explorar la regulación genética y ambiental de otras cianotoxinas relevantes.

De forma complementaria, estudios de transcriptómica (RNA-seq) muestran que variaciones en N y P, así como en luz/UV y temperatura, reprograman redes de fotoprotección, estrés oxidativo y metabolismo de N/P en géneros como *Dolichospermum*, con implicaciones indirectas para la toxinogénesis (Kramer *et al*., 2022). No obstante, esta revisión priorizó los análisis realizados con marcadores dirigidos (qPCR/RT-qPCR), y la cuantificación de toxinas, dada su aplicabilidad al monitoreo y su disponibilidad en las bases de datos consultadas. En conjunto, los trabajos publicados desde la perspectiva molecular siguen siendo escasos y heterogéneos, lo que limita la generalización; se requiere ampliar el espectro hacia otras cianotoxinas y parámetros ambientales para robustecer la comprensión de los mecanismos que regulan la toxicidad en las FC.

Conclusiones

Las floraciones de cianobacterias son fenómenos ecológicos impulsados por la interacción de múltiples factores ambientales y antrópicos. La evidencia revisada indica que condiciones como el aumento de la temperatura, la eutrofización por nutrientes (nitrógeno y fósforo), las alteraciones hidrodinámicas, la radiación solar y las interacciones bióticas coactúan para determinar la fenología, intensidad y características toxigénicas de las FC. En este marco, los nutrientes establecen el potencial de proliferación, mientras que los controladores físicos y biológicos condicionan su realización y riesgo, que no siempre se acoplan linealmente con la biomasa.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 261-308. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-07

Pese a avances metodológicos persisten vacíos: la evidencia molecular reciente es escasa y heterogénea, lo que limita la generalización. Se requiere integrar diseños que, de forma simultánea, vinculen marcadores dirigidos y cuantificación de toxinas con series ambientales de alta resolución, incorporando el análisis de estaciones no clásicas (invierno, transiciones), UV/irradiancia y transparencia, así como la hidrodinámica local. En términos de gestión, resulta clave un control coordinado de N y P adaptado al sistema, el seguimiento de toxinas además de Chl-*a*, y la incorporación de covariables físicas en los esquemas de pronóstico.

El aporte central de este trabajo radica en evidenciar la necesidad de abordar las floraciones desde una perspectiva ambiental-molecular, que combine el monitoreo ecológico con herramientas genéticas y ómicas para mejorar la predicción y mitigación de eventos tóxicos. Asimismo, se identifican vacíos de investigación en torno a la influencia de la radiación solar y la regulación de toxinas distintas a las microcistinas, lo cual orienta futuras líneas de estudio. En conjunto, los resultados de esta revisión subrayan la importancia de fortalecer los programas de monitoreo y gestión de cuerpos de agua, incorporando indicadores moleculares que permitan anticipar los efectos del cambio climático sobre la proliferación y toxicidad de las cianobacterias.

Agradecimientos

A la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (Secihti) por el apoyo brindado a través de la beca de doctorado número 4023402.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 261-308. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-07

Referencias

Ávalos, C. R., Sosa, G., Brozón, G. R., Díaz-Cubilla, M., Arrúa, A. A., Ries, A., & Benítez Rodas, G. A. (2024). Impact of turbidity, temperature, and total nitrogen on cyanobacterial blooms in Lake Ypacaraí (Paraguay). *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, *10*. https://doi.org/10.1016/j.cscee.2024.101027

Bashir, F., Bashir, A., Bouaïcha, N., Chen, L., Codd, G. A., Neilan, B., Xu, W. L., Ziko, L., Rajput, V. D., Minkina, T., Arruda, R. S., & Ganai, B. A. (2023). Cyanotoxins, biosynthetic gene clusters, and factors modulating cyanotoxin biosynthesis. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, *39*(9). https://doi.org/10.1007/s11274-023-03652-x

Caen, A., Mathias, J. D., & Latour, D. (2024). How do seasonal temperature variations influence interplay between toxic and non-toxic cyanobacterial blooms? Evidence from modeling and experimental data. *Harmful Algae*, *134*. https://doi.org/10.1016/j.hal.2024.102606

Chen, J., Liu, X., Chen, J., Jin, H., Wang, T., Zhu, W., & Li, L. (2024). Underestimated nutrient from aquaculture ponds to Lake Eutrophication: A case study on Taihu Lake Basin. *Journal of Hydrology*, *630*. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2024.130749

Chorus, I., Fastner, J., & Welker, M. (2021). Cyanobacteria and cyanotoxins in a changing environment: Concepts, controversies, challenges. *Water (Switzerland)*, *13*(18). https://doi.org/10.3390/w13182463

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

De-Anda, J., Díaz-Torres, J. de J., Gradilla-Hernández, M. S., & De la Torre-Castro, L. M. (2019). Morphometric and water quality features of Lake Cajititlán, Mexico. *Environmental Monitoring and Assessment*, *191*(2). https://doi.org/10.1007/s10661-018-7163-8

Díaz-Torres, O., De-Anda, J., Lugo-Melchor, O. Y., Pacheco, A., Orozco-Nunnelly, D. A., Shear, H., Senés-Guerrero, C., & Gradilla-Hernández, M. S. (2021). Rapid changes in the phytoplankton community of a subtropical, shallow, hypereutrophic lake during the rainy season. *Frontiers in Microbiology*, *12*. https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.617151

Duan, X., Zhang, C., Struewing, I., Li, X., Allen, J., & Lu, J. (2022). Cyanotoxin-encoding genes as powerful predictors of cyanotoxin production during harmful cyanobacterial blooms in an inland freshwater lake: Evaluating a novel early-warning system. *Science of the Total Environment*, *830*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154568

Fawzy, S., Osman, A. I., Doran, J., & Rooney, D. W. (2020). Strategies for mitigation of climate change: A review. *Environmental Chemistry Letters*, *18*(6), 2069-2094. https://doi.org/10.1007/s10311-020-01059-w

Filatova, D., Picardo, M., Núñez, O., & Farré, M. (2020). Analysis, levels and seasonal variation of cyanotoxins in freshwater ecosystems. *Trends in Environmental Analytical Chemistry*, *26*. https://doi.org/10.1016/j.teac.2020.e00091

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Gao, D., Chen, Z., Zhang, J., Wang, C., Ma, Y., Wang, J., & Deng, J. (2023). Determinants of total and active microbial communities associated with cyanobacterial aggregates in a eutrophic lake. *MSystems*, *8*(2). https://doi.org/10.1128/msystems.00992-22

Gonzales-Ferraz, M. E., Agasild, H., Piirsoo, K., Saat, M., Nõges, T., & Panksep, K. (2024). Seasonal dynamics of toxigenic microcystis in a large, shallow Lake Peipsi (Estonia) using microcystin mcyE gene abundance. *Environmental Monitoring and Assessment*, *196*(8). https://doi.org/10.1007/s10661-024-12909-3

Grosbois, G., Anjum Mou, T., & Girona, M. M. (2024). Cyanobacteria in winter: Seasonal dynamics of harmful algal blooms and their driving factors in boreal lakes. *Heliyon*, *10*(24). https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e40687

Harris, T. D., Reinl, K. L., Azarderakhsh, M., Berger, S. A., Berman, M. C., Bizic, M., Bhattacharya, R., Burnet, S. H., Cianci-Gaskill, J. A., Domis, L. N. de S., Elfferich, I., Ger, K. A., Grossart, H. P. F., Ibelings, B. W., Ionescu, D., Kouhanestani, Z. M., Mauch, J., McElarney, Y. R., Nava, V.,…, & Zhan, Q. (2024). What makes a cyanobacterial bloom disappear? A review of the abiotic and biotic cyanobacterial bloom loss factors. *Harmful Algae*, *133*. https://doi.org/10.1016/j.hal.2024.102599

Hennon, G. M. M., & Dyhrman, S. T. (2020). Progress and promise of omics for predicting the impacts of climate change on harmful algal blooms. *Harmful Algae*, *91*. https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.03.005

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Hounshell, A. G., Johnson, L. T., & Stumpf, R. P. (2024). Nutrient and environmental factors regulating western Lake Erie cyanobacterial blooms. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, *26*(4), 63-75. https://doi.org/10.14321/aehm.026.04.63

Igwaran, A., Kayode, A. J., Moloantoa, K. M., Khetsha, Z. P., & Unuofin, J. O. (2024). Cyanobacteria harmful algae blooms: Causes, impacts, and risk management. *Water, Air, and Soil Pollution*, *235*(1). https://doi.org/10.1007/s11270-023-06782-y

Jiang, M., Brereton, A., Beckler, J., Moore, T., Brewton, R. A., Hu, C., Lapointe, B. E., & McFarland, M. N. (2025). Modeling water quality and cyanobacteria blooms in Lake Okeechobee: I. Model descriptions, seasonal cycles, and spatial patterns. *Ecological Modelling*, *502*. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2025.111018

Kleinteich, J., Frassl, M. A., Schulz, M., & Fischer, H. (2024). Climate change triggered planktonic cyanobacterial blooms in a regulated temperate river. *Scientific Reports*, *14*(1). https://doi.org/10.1038/s41598-024-66586-w

Kramer, B. J., Jankowiak, J. G., Nanjappa, D., Harke, M. J., & Gobler, C. J. (2022). Nitrogen and phosphorus significantly alter growth, nitrogen fixation, anatoxin-a content, and the transcriptome of the bloom-forming cyanobacterium, *Dolichospermum*. *Frontiers in Microbiology*, *13*. https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.955032

Lanza, W. G., Hernández, V. C., Achá, D., & Lazzaro, X. (2024). Responses of phytoplankton and periphyton community structure to an anthropic eutrophication gradient in tropical high-altitude Lake Titicaca. *Journal of Great Lakes Research*, *50*(2). https://doi.org/10.1016/j.jglr.2024.102294

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Lapointe, B. E., Brewton, R. A., McFarland, M. N., & Stockley, N. (2024). Nutrient availability in a freshwater-to-marine continuum: Cyanobacterial blooms along the Lake Okeechobee Waterway. *Harmful Algae*, *139*. https://doi.org/10.1016/j.hal.2024.102710

Le, V. Van, Tran, Q. G., Ko, S. R., Oh, H. M., & Ahn, C. Y. (2024). Insights into cyanobacterial blooms through the lens of omics. *Science of the Total Environment*, *934*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173028

Lenssen, N., Schmidt, G. A., Hendrickson, M., Jacobs, P., Menne, M. J., & Ruedy, R. (2024). A NASA GISTEMPv4 Observational Uncertainty Ensemble. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, *129*(17). https://doi.org/10.1029/2023JD040179

Massey, I. Y., Al osman, M., & Yang, F. (2022). An overview on cyanobacterial blooms and toxins production: their occurrence and influencing factors. *Toxin Reviews*, *41*(1), 326–346. DOI: https://doi.org/10.1080/15569543.2020.1843060

Mihuc, T., Hayes-Pontius, E., Arnwine, M., Cutter, Z., & Myers, L. (2024). Lake champlain zooplankton community dynamics following an extreme flood event. *Diversity*, *16*(8). https://doi.org/10.3390/d16080451

Mokoena, M. M. (2024). Microcystins in water containers used in the home: A review of their potential health effects. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *269*. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.115787

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Moraes, M. A. B., Rodrigues, R. A. M., Schlüter, L., Podduturi, R., Jørgensen, N. O. G., & Calijuri, M. C. (2021). Influence of environmental factors on occurrence of cyanobacteria and abundance of saxitoxin-producing cyanobacteria in a subtropical drinking water reservoir in brazil. *Water (Switzerland)*, *13*(12). https://doi.org/10.3390/w13121716

Moreira, C., Vasconcelos, V., & Antunes, A. (2022). Cyanobacterial blooms: Current knowledge and new perspectives. *Earth (Switzerland)*, *3*(1), 127-135. https://doi.org/10.3390/earth3010010

Nandini, S., Sánchez-Zamora, C., & Sarma, S. S. S. (2019). Toxicity of cyanobacterial blooms from the reservoir Valle de Bravo (Mexico): A case study on the rotifer *Brachionus calyciflorus*. *Science of the Total Environment*, *688*, 1348-1358. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.297

Nauman, C., Stanislawczyk, K., Reitz, L. A., & Chaffin, J. D. (2024). The spatiotemporal distribution of potential saxitoxin-producing cyanobacteria in western Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research*, *50*(3). https://doi.org/10.1016/j.jglr.2024.102342

Nowicka-Krawczyk, P., Żelazna-Wieczorek, J., Skrobek, I., Ziułkiewicz, M., Adamski, M., Kaminski, A., & Żmudzki, P. (2022). Persistent cyanobacteria blooms in artificial water bodies—An effect of environmental conditions or the result of anthropogenic change. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *19*(12). https://doi.org/10.3390/ijerph19126990

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Olokotum, M., Troussellier, M., Escalas, A., Hamlaoui, S., Okello, W., Semyalo, R., Humbert, J. F., & Bernard, C. (2021). High nutrient loading and climatic parameters influence the dominance and dissimilarity of toxigenic cyanobacteria in northern bays of Lake Victoria. *Journal of Great Lakes Research*, *47*(4), 985-996. https://doi.org/10.1016/j.jglr.2021.04.021

O'Neil, J. M., Davis, T. W., Burford, M. A., & Gobler, C. J. (2012). The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*, *14*, 313-334. https://doi.org/10.1016/j.hal.2011.10.027

Paerl, H. W., Chaffin, J. D., Cheshire, J. H., Plaas, H. E., Barnard, M. A., Goerlitz, L. B., Braddy, J. S., Sabo, A., Nelson, L. M., & Yue, L. (2024). Dual phosphorus and nitrogen nutrient reduction will be more effective than a phosphorus-only reduction in mitigating diatom and cyanobacterial blooms in Lake Erie, USA-Canada. *Limnology and Oceanography*, *69*, 2913-2928. https://doi.org/10.1002/lno.12719

Paerl, H. W., & Paul, V. J. (2012). Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Research*, *46*(5), 1349-1363. https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.08.002

Passos, L. S., De-Almeida, É. C., Villela, A., Fernandes, A. N., Marinho, M. M., Gomes, L. C., & Pinto, E. (2022). Cyanotoxins and water quality parameters as risk assessment indicators for aquatic life in reservoirs. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *241*. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113828

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Plaas, H. E., & Paerl, H. W. (2021). Toxic cyanobacteria: A growing threat to water and air quality. *Environmental Science and Technology*, *55*(1), 44-64. https://doi.org/10.1021/acs.est.0c06653

Prathima, R., M Basalingappa, K., Sai-Kavya, D., Arjun, K. R., Girish-Kanavi, K., Suresh, J., Murugesan, K., Radhakrishnan, A., Kandaswamy, D., Roy, B., Thangaswamy, S., Selvaraj, B., Jaganathan, R., & Maghimaa, M. (2024). Fluorescence capturing behaviour of cyanobacterial resilience: Insights into UV-exposed ecosystems and its environmental applications. *Luminescence*, *39*(9). https://doi.org/10.1002/bio.4898

Priya, A. K., Muruganandam, M., Sivarethinamohan, R., Sujatha, S., Madhava-Krishna-Reddy, G., Priya, V., Gomathi, R., Gokulan, R., Gurugubelli, T. R., & Muniasamy, S. K. (2023). Impact of climate change and anthropogenic activities on aquatic ecosystem – A review. *Environmental Research*, *238*, 117233. https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117233

Raizada, A., Sharma, S., & Srivastava, N. (2022). Climate change: An overview. *CoatingsTech*, *7*(2), 24-25. https://doi.org/10.51220/jmr.v17i2.23

Ramírez-García, P., & Chicalote-Castillo, D. (2021). Changes in cyanobacterial density due to application of artificial floating island model with macrophytes: An experimental case study in a tropical reservoir. *Journal of Limnology*, *80*(1). https://doi.org/10.4081/jlimnol.2020.1959

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Reinl, K. L., Harris, T. D., North, R. L., Almela, P., Berger, S. A., Bizic, M., Burnet, S. H., Grossart, H. P., Ibelings, B. W., Jakobsson, E., Knoll, L. B., Lafrancois, B. M., McElarney, Y., Morales-Williams, A. M., Obertegger, U., Ogashawara, I., Paule-Mercado, M. C., Peierls, B. L., Rusak, J. A.,…, & Yokota, K. (2023). Blooms also like it cold. *Limnology and Oceanography Letters*, *8*(4), 546-564. https://doi.org/10.1002/lol2.10316

Sitote, Y. M., & Gebremedhine, M. G. (2024). Comprehensive review of eutrophication in freshwater ecosystems: Causes, effects, assessment, and management strategies. *Preprints*. https://doi.org/10.20944/preprints202409.0704.v1

Swann, M. M., Cortes, A., Forrest, A. L., Framsted, N., Sadro, S., Schladow, S. G., & De-Palma-Dow, A. (2024). Internal phosphorus loading alters nutrient limitation and contributes to cyanobacterial blooms in a polymictic lake. *Aquatic Sciences*, *86*(2). https://doi.org/10.1007/s00027-024-01045-2

Tiwari, B. (2023). Phosphate metabolism in cyanobacteria: fundamental prospective and applications. In: Mishra, A. K., & Singh, S. S. (eds.). *Cyanobacteria: Metabolisms to molecules* (pp. 159-175). Academic Press. https://doi.org/10.1016/B978-0-443-13231-5.00002-7

Van-de-Waal, D. B., Gsell, A. S., Harris, T., Paerl, H. W., De-Senerpont-Domis, L. N., & Huisman, J. (2024). Hot summers raise public awareness of toxic cyanobacterial blooms. *Water Research*, *249*. https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120817

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Vilar, M. C. P., Rodrigues, T. F. C. P., Silva, L. O., Pacheco, A. B. F., Ferrão-Filho, A. S., & Azevedo, S. M. F. O. (2021). Ecophysiological aspects and sxt genes expression underlying induced chemical defense in STX-producing raphidiopsis raciborskii (Cyanobacteria) against the zooplankter daphnia gessneri. *Toxins*, *13*(6). https://doi.org/10.3390/toxins13060406

Wang, M., Bian, W., Qi, X., He, D., Lu, H., & Yang, L. (2024). Cycles of solar ultraviolet radiation favor periodic expansions of cyanobacterial blooms in global lakes. *Water Research*, *255*. https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.121471

Wang, S., Ding, P., Lu, S., Wu, P., Wei, X., Huang, R., & Kai, T. (2021). Cell density-dependent regulation of microcystin synthetase genes (mcy) expression and microcystin-LR production in Microcystis aeruginosa that mimics quorum sensing. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *220*. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112330

Wang, W., Li, M., Chen, P., Yuan, S., Wang, K., Wang, S., & Jiang, X. (2025). Role of nitrogen cycling functional genes and their key influencing factors in eutrophic aquatic ecosystems. *Environmental Reviews*, *33*. https://doi.org/10.1139/er-2024-0100

Wu, C., Jiang, C., Ju, M., & Pan, Z. (2025). Influence of meteorological elements and inflow pollution loads on cyanobacterial blooms trends: An integrated environmental fluid dynamics code model and comprehensive trend detection method. *Journal of Hydrology*, *654*. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2025.132789

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Yan, F., Li, M., Zang, S., Xu, Z., Bao, M., & Wu, H. (2024). UV radiation and temperature increase alter the PSII function and defense mechanisms in a bloom-forming cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Frontiers in Microbiology*, *15*. https://doi.org/10.3389/fmicb.2024.1351796

Yang, S., Wang, R., & Zhao, W. (2025). Characteristics of the water environment and the mechanism of nitrogen metabolism in the Xisha River. *Sustainability (Switzerland)*, *17*(9). https://doi.org/10.3390/su17094060

Zervou, S. K., Moschandreou, K., Paraskevopoulou, A., Christophoridis, C., Grigoriadou, E., Kaloudis, T., Triantis, T. M., Tsiaoussi, V., & Hiskia, A. (2021). Cyanobacterial toxins and peptides in lake vegoritis, Greece. *Toxins*, *13*(6). https://doi.org/10.3390/toxins13060394

Zhang, K., Gu, Y., Cheng, C., Xue, Q., & Xie, L. (2024). Changes in microcystin concentration in Lake Taihu, 13 years (2007–2020) after the 2007 drinking water crisis. *Environmental Research*, *241*, 117597. https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117597

Zhao, F., Zhan, X., Xu, H., Zhu, G., Zou, W., Zhu, M., Kang, L., Guo, Y., Zhao, X., Wang, Z., & Tang, W. (2022). New insights into eutrophication management: Importance of temperature and water residence time. *Journal of Environmental Sciences (China)*, *111*, 229-239. https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.02.033

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

Artículos

Calidad del agua de lluvia captada en zonas rural y urbana para riego en huertos familiares

Quality of rainwater harvesting from rural and urban areas for home garden irrigation

Claudio Lobato-de la Cruz[1], ORCID: https://orcid.org/0009-0007-6451-6398

Irma Díaz-Aguilar[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-9803-8231

Arturo Galvis-Spinola[3], ORCID: https://orcid.org/0009-0001-3112-3674

Jesús Pérez-Moreno[4], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-5216-8313

Mercedes Aurelia Jiménez-Velázquez[5], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-3440-8720

Sergio Miguel López-Ramírez[6], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-5067-4746

[1]Colegio de Postgraduados, Posgrado en Edafología, Montecillo, Texcoco, Estado de México, México, lobato71@hotmail.com

[2]Colegio de Postgraduados, Posgrado en Edafología, Montecillo, Texcoco, Estado de México, México, idiaz@colpos.mx

[3]Colegio de Postgraduados, Posgrado en Edafología, Montecillo, Texcoco, Estado de México, México, galvispinola@gmail.com

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

[4]Colegio de Postgraduados, Posgrado en Edafología, Montecillo, Texcoco, Estado de México, México, jperezm@colpos.mx

[5]Colegio de Postgraduados, Posgrado Estudios del Desarrollo Rural, Montecillo, Texcoco, Estado de México, México, mercedesaureliajv@gmail.com

[6]Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, Ciudad de México, México, sergiomiguel009@gmail.com

Autora para correspondencia: Irma Díaz-Aguilar, idiaz@colpos.mx

Resumen

Los sistemas de captación de agua de lluvia (SCALL) son una alternativa para abastecer de agua a zonas rurales y urbanas. Sin embargo, son limitados los estudios que evalúan su calidad para riego en huertos familiares. Este estudio analizó la calidad del agua de lluvia recolectada de SCALL de una zona rural (Almoloya, Hidalgo) y una urbana (Iztapalapa, CDMX), para riego de huertos familiares. Se evaluó la conductividad eléctrica (CE), la relación de adsorción de sodio (RAS), el pH y la concentración de iones específicos. Se colectaron nueve muestras por cada zona con un muestreo al azar. Se comparó la calidad del agua de lluvia por zona (rural y urbana) y tipo de techo (lámina y concreto) con la prueba *t* de *Student*. La zona rural presentó CE (0.19 dS m^{-1}) y RAS sin restricción, pH de 8.0 ligeramente-alcalino y sus techos de lámina captaron agua de lluvia de mejor calidad. En contraste, la zona urbana presentó CE (1.29 dS m^{-1}), RAS (6.13), pH (7.95) y concentraciones de Na^+, Cl^- y HCO_3^-, con grados de restricción leve-moderado. En general,

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

el agua de lluvia de los SCALL de la zona rural y urbana es viable para riego en huertos familiares. Sin embargo, los techos de concreto y la cloración para la desinfección del agua disminuyen la calidad para riego, por lo que se recomienda implementar prácticas de manejo para evitar daños al suelo y plantas, e incluir la RAS en los análisis de calidad de agua por la alta concentración de Na^+.

Palabras clave: lluvia, abastecimiento de agua, calidad del agua, riego, horticultura, zona rural, zona urbana, México.

Abstract

Rainwater harvesting systems (RWHS) are an alternative for supplying water to rural and urban areas. However, studies evaluating rainwater quality for irrigation in home gardens remain limited. This study assessed the quality of rainwater collected from RWHS in a rural area (Almoloya, Hidalgo) and an urban area (Iztapalapa, Mexico City) for home garden irrigation. Parameters evaluated included electrical conductivity (EC), sodium adsorption ratio (SAR), pH, and the concentration of specific ions. Nine samples were collected for each site using random sampling. Rainwater quality by area (rural and urban), and roof type (corrugated galvanized metal sheet and concrete) were compared using a t-test. The rural area presented EC (0.19 dS m^{-1}) and SAR without restrictions, a slightly alkaline pH (8.0) and its corrugated galvanized metal roofs captured rainwater of better quality. The urban area showed EC (1.29 dS m^{-1}), SAR (6.13), pH (7.95), and concentrations of Na^+, Cl^-, and HCO_3^-, with mild to moderate restrictions for irrigation use. Overall, rainwater collected from rural and urban RWHS is suitable for irrigation in home gardens. However, concrete roofs and chlorination for disinfection

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

reduced the quality of harvested rainwater for irrigation in the urban area. Management practices should be implemented to prevent damage to soil and plants, and the inclusion of SAR in irrigation water quality analysis is recommended due to elevated Na^+ concentration.

Keywords: rain, water supply, water quality, irrigation, horticulture, rural areas, urban areas, Mexico.

Recibido: 30/06/2025

Aceptado: 27/10/2025

Publicado *ahead of print*: 06/11/2025

Versión final: 01/07/2026

Introducción

La recolección de agua de lluvia es una práctica muy antigua para el suministro de agua, donde esta última es limitada, y se refiere al proceso de interceptar y almacenar el agua pluvial para su posterior uso. Dicha práctica es muy utilizada como la principal fuente accesible para millones de personas en los países en vías de desarrollo, principalmente en zonas rurales y recientemente en zonas urbanas, donde el acceso a fuentes de aguas limpias y seguras es limitado (Torres-Hugues, 2019; Lepcha *et al*., 2024; Ssekyanzi *et al*., 2024). El interés por esta práctica se ha generalizado en todo el mundo, incluso en los países desarrollados, donde las regulaciones y las leyes fomentan cada vez más la recolección y la utilización del agua de lluvia. En países como China, Brasil, Australia e India se ha reglamentado la captación de agua de lluvia en la planificación

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

de las nuevas viviendas y de las ciudades futuras (García-Ávila *et al*., 2023; Ssekyanzi *et al*., 2024).

Los sistemas de captación de agua de lluvia (SCALL) describen a los sistemas modernos de recolección de agua de lluvia con instalaciones diseñadas específicamente para interceptar, recolectar y almacenar el agua de lluvia para su posterior uso (Raimondi *et al*., 2023). Estos sistemas incluyen el área de captación (como techos), sistema de recolección y conducción (canaletas y tuberías), filtro para eliminación de impurezas, sistema de eliminación de las primeras lluvias, y tanque o cisterna de almacenamiento (Téllez-Quintanar *et al*., 2022).

La creciente demanda de recursos hídricos, sumada a factores como la sequía, la contaminación y el agotamiento de ríos, pozos, presas, así como el abatimiento de acuíferos, ha impulsado el interés en el estudio de los SCALL a nivel mundial. A partir del año 2004 se reporta un aumento significativo de estudios tanto en zonas rurales y urbanas, en particular en países como EUA, China e India (Raimondi *et al*., 2023). Sin embargo, existen limitaciones y desventajas que impiden su implementación, como la necesidad de una inversión inicial alta, disponibilidad de espacio, distribución temporal de la precipitación y garantizar la calidad del agua para su uso (Téllez-Quintanar *et al*., 2022).

El uso de agua de lluvia captada en techos para riego en la producción local de alimentos en huertos familiares está ganando cada vez más relevancia tanto en zonas rurales como urbanas debido a que esta actividad se enmarca a la perfección en los enfoques de gestión sostenible del recurso agua, seguridad alimentaria, gestión ambiental y resiliencia comunitaria (Sanyé-Mengual *et al*., 2016).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 309-363. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

En África, la captación de agua de lluvia se utiliza para mejorar la resiliencia de las comunidades rurales frente a las sequías y reduce la dependencia de fuentes de agua poco seguras, lo cual tiene un impacto positivo en el desarrollo agrícola y la salud de la población (Boelee *et al*., 2013; Dile *et al*., 2013). Por otra parte, Lupia *et al.* (2017) han señalado que los SCALL pueden abastecer total o parcialmente con riego a un huerto familiar; por ejemplo, en Roma, Italia, el 33 % de los huertos de cultivos mixtos de la ciudad serían autosuficientes con agua de lluvia de los SCALL, con una alta eficiencia de riego; mientras que el resto podrían satisfacer hasta en un 44 % las necesidades hídricas de los huertos, reduciendo de forma significativa el uso del agua potable.

En el contexto de la seguridad alimentaria, Huang y Chang (2021) indicaron que si el 30 % de la superficie de los techos (56 602 m^2) de los edificios de hormigón de la ciudad de Taipei, China, pudieran utilizarse como huertos agrícolas, por ejemplo, los rendimientos anuales de hojas de batata dulce (*Ipomoea batatas L.*) incrementarían 436 %, utilizando solo 5.9 $m^3\ m^{-2}$ de agua, 3.8 $m^3\ m^{-2}$ de agua de lluvia captada y 2.1 $m^3\ m^{-2}$ de agua del grifo, para producir 9.3 kg m^{-2} de la hortaliza de hoja; esto demuestra que la agricultura urbana puede reducir el consumo de agua mediante la utilización del agua de lluvia.

En México, la Comisión Nacional del Agua (Conagua), en 2016, implementó el Programa Nacional para Captación de Agua de Lluvia y Ecotecnias en Zonas Rurales (Procaptar), por lo que se instalaron SCALL en viviendas de distintas zonas rurales de México para abastecerlas de agua (Conagua, 2016). En Ciudad de México (CDMX) se ha incrementado la demanda de agua y la sobreexplotación del acuífero en la Zona

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 309-363. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

Metropolitana CDMX debido a la expansión de la mancha urbana y pérdida de agua por fugas en el sistema de distribución (UNAM, 2017).

Por tal razón, se instalaron 62 700 SCALL en viviendas urbanas con el Programa "Cosecha de Lluvia" desde 2019 hasta 2023 (Sedema, 2024), donde el 68 % de los beneficiarios con SCALL usan el agua para regar plantas y el 26.2 % de estos la utilizan para huertos familiares (Sedema, 2023). Fernández *et al.* (2023) mencionan que en los pocos huertos urbanos en la CDMX, el riego se hace de manera empírica y se emplea principalmente agua potable; además, estos autores calcularon que se puede captar en un huerto urbano una cantidad de agua de lluvia entre 0.26 y 0.52 $m^3\ m^{-2}$ $año^{-1}$; esta cantidad podría suplir los requerimientos de riego para lechuga (*Lactuca sativa*) de 0.13 a 0.39 $m^3\ m^{-2}$ o tomate cherry (*Solanum lycopersicum*) de 0.15 a 0.57 $m^3\ m^{-2}$ para un ciclo completo.

El agua de lluvia, por lo general, es de alta calidad hasta antes de entrar en contacto con una superficie o un sistema de recolección (Rahman *et al*., 2014; Zdeb *et al*., 2020; García-Ávila *et al*., 2023). Estudios previos han indicado que la calidad del agua de los SCALL no siempre cumple con los límites establecidos en los estándares para uso potable (Livhuwani *et al*., 2025) debido a diversos factores que afectan de modo significativo la calidad del agua, como son el uso del suelo cercano; el tipo de material de los techos de captación; la calidad del aire; la duración de la temporada seca; la intensidad de la lluvia; el tipo de sistema de filtración; las condiciones de los tanques o cisternas de almacenamiento, especialmente si no están protegidos (Campisano *et al*., 2017; Ímaz-Gispert *et al*., 2018; Rangel-González & Domínguez-Sánchez, 2018; Zdeb *et al*., 2020; Beirne *et al*., 2021).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 309-363. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

Por otro lado, el tipo de análisis de calidad del agua de los SCALL depende del uso previsto que se le dará al agua captada, por lo general, los estudios de calidad se enfocan en su aptitud para uso como agua potable tanto en zonas rurales (Igbinosa & Aighewi, 2017; Zdeb *et al*., 2018) como en zonas urbanas (Ímaz-Gispert *et al*., 2018; Rangel-González & Domínguez-Sánchez, 2018; Haque & Rinkey, 2019; Emmanuel *et al*., 2021), donde se analizan diversos parámetros físicos, químicos y biológicos. Sin embargo, los parámetros evaluados aún no están estandarizados, y varían según las normativas y leyes de cada país. Con base en lo reportado en varios estudios, se ha observado que algunos parámetros son consistentes al evaluar la calidad del agua de lluvia como son pH, CE, y contenido de los iones sulfatos (SO_4^{-2}) y cloruros (Cl^-) (Zdeb *et al*., 2018; Haque & Rinkey, 2019; Emmanuel *et al*., 2021). Por el contrario, la calidad del agua de los SCALL destinada a usos no potables o domésticos —como el lavado de pisos, ropa, vehículos y retretes— no se analiza de forma rutinaria (Rahman *et al*., 2014).

A pesar del creciente interés en el aprovechamiento del agua de lluvia para el riego en huertos familiares, existe una notable falta de estudios que evalúen su calidad para dicho uso, especialmente cuando es captada desde techos en zonas rurales y urbanas (Amos *et al*., 2018). En este contexto, en la literatura se reporta la guía del análisis del agua de lluvia para riego agrícola de Ayers y Westcot (1994), para evaluar la calidad del agua de lluvia para riego de los SCALL, utilizando parámetros clave, como son el pH, conductividad eléctrica (CE) y relación de absorción de sodio (RAS) (Cuellar-Carrasco *et al*., 2015; Emmanuel *et al*., 2021), además de la concentración de iones calcio (Ca^{2+}), magnesio (Mg^{2+}), potasio (K^+), hierro (Fe^{2+}), boro (B^{3+}), cobre (Cu^{2+}), zinc (Zn^{2+}), nitrato (NO_3^-) y sulfato (SO_4^{-2}), que son nutrimentos esenciales para las

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 309-363. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

plantas; además se incluyen sodio (Na^+), cloruro (Cl^-), carbonato (CO_3^{2-}) y bicarbonato (HCO_3^-), y algunos elementos traza debido a que afectan las funciones de las plantas, y propiedades de los suelos o sustratos (García, 2012; Ingram, 2014).

Es importante considerar que no hay criterios ni rangos establecidos para evaluar el agua de lluvia para riego de los SCALL, y estos no pueden estandarizarse a uno solo debido a que la composición del agua de lluvia depende de varios factores, como las condiciones climáticas (principalmente el microclima local), contaminación atmosférica, tipo de cuenca, diferencia del uso del suelo en un área rural y urbana, y materiales de construcción de los SCALL (Mendez *et al*., 2011; García, 2012; Zdeb *et al*., 2020).

El tipo de material del techo de captación modifica de forma significativa los parámetros de calidad del agua recolectada (Livhuwani *et al*., 2025). Se ha reportado que el agua de lluvia, antes de escurrir en los techos, tiene un valor de pH ligeramente ácido cercano a 5.6 (Baird & Cann, 2014) y con el contacto con el material de los techos el pH tiende a incrementar (Emmanuel *et al*., 2021). También se ha reportado la variación de diversos iones disueltos cuando se utiliza un tipo de material en particular para los techos, como son los de tejados de aluminio, asbesto, láminas de zinc de Camerún, materiales corrugados y tejas Harvey (Emmanuel *et al*., 2021; Nicholas & Ukoha, 2023). Sin embargo, aún no está ampliamente documentado el análisis de la calidad de agua lluvia para riego en SCALL ni los cambios en la calidad cuando el agua de lluvia entra en contacto con los materiales con que están construidos los SCALL, así como la pertinencia del uso del agua de lluvia de los SCALL para riego en huertos familiares de áreas rurales y urbanas.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 309-363. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

Por lo anterior, este estudio tiene como objetivo comparar la calidad del agua de lluvia captada en sistemas de captación de agua de lluvia (SCALL) en una zona rural (ejido Almoloya, estado de Hidalgo) y una zona urbana (Iztapalapa, CDMX), y analizar los niveles del pH, CE, RAS y la concentración de iones disueltos que puedan restringir su uso para riego en huertos familiares.

Materiales y métodos

Sitios de muestreo

Los sitios de muestreo de la zona rural se localizan en el ejido Almoloya, perteneciente al municipio de Almoloya, Hidalgo, ubicado en las coordenadas geográficas de latitud norte 19° 43’ 16.34” y longitud oeste 98° 22’ 30.45”, y a una elevación de 2 727 m.s.n.m. (Figura 1).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 309-363. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

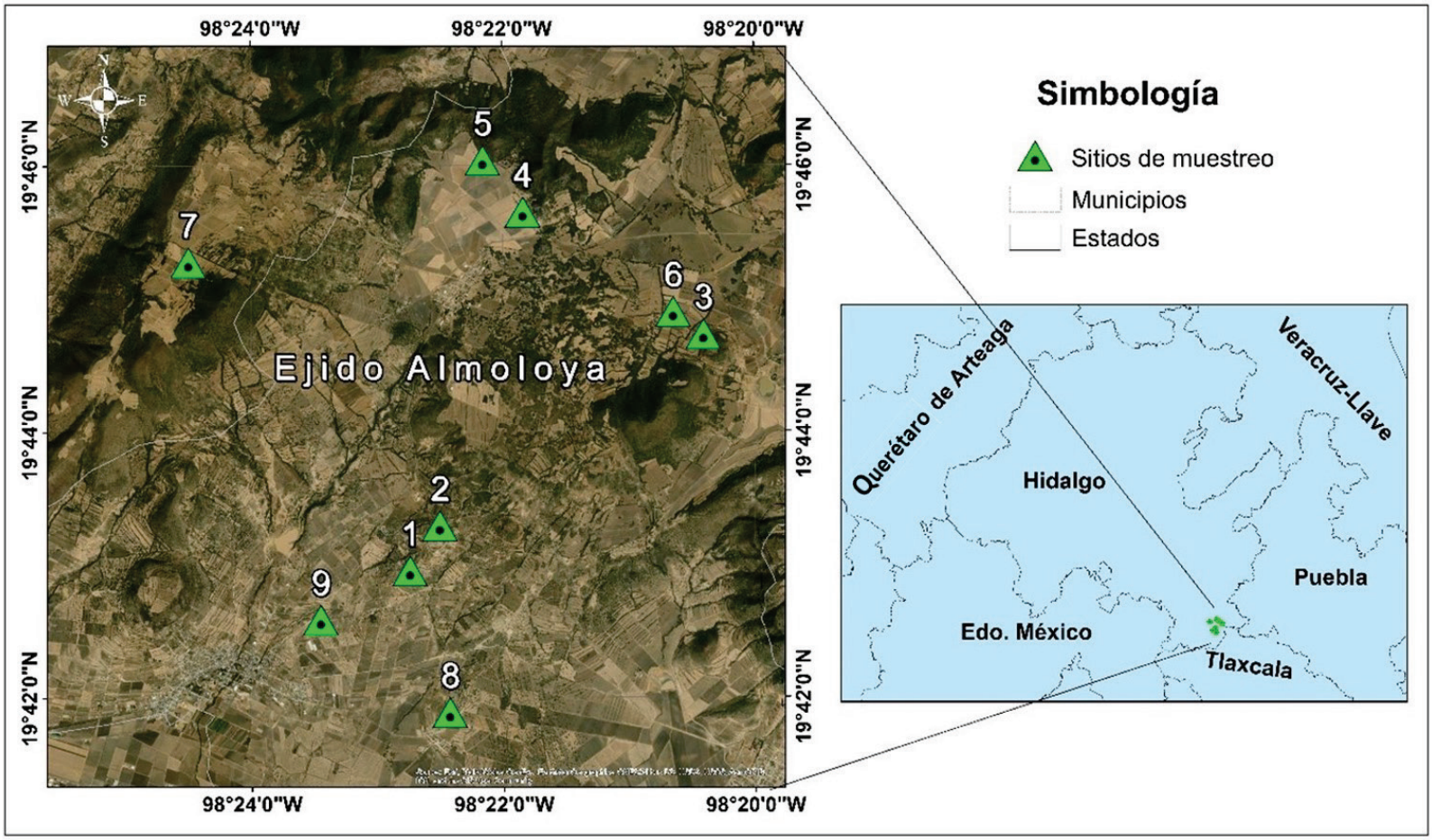


Figura 1. Localización de sitios de muestreo de agua de lluvia en la zona rural, ejido Almoloya, Almoloya, Hidalgo.

El clima es semiseco templado (BS1hw) debido a las escasas lluvias; su vegetación es semidesértica (INEGI, 2010; Sánchez-Rojas & Bravo-Cadena, 2021). Las temperaturas promedio anuales oscilan entre 12 y 15 °C, con mínimas invernales de 0 °C y ocasionalmente con fuertes heladas. En verano, las temperaturas alcanzan los 25 °C en las horas más cálidas del día. La precipitación anual promedio es de 656 mm (GEH, 2011), y la temporada de lluvias se concentra en junio y septiembre.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 309-363. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

El ejido Almoloya tiene un uso de suelo predominantemente agrícola, con áreas dedicadas principalmente al cultivo de cebada, haba y maíz; además, presenta una vegetación semidesértica, con áreas forestales con pino, oyamel, cedro rojo, algunas coníferas latifoliadas y predominio de pastizales que se destinan al pastoreo de ganado ovino (GEH, 2011).

Los sitios de muestreo de agua de lluvia de la zona urbana se ubican en la colonia San Miguel Teotongo, en la alcaldía Iztapalapa de la CDMX, en las coordenadas geográficas de latitud norte 19° 20’ 25.18” y longitud oeste 98° 59’ 05.85”, y a una elevación de 2 356 m.s.n.m. (Figura 2). El clima es semiseco templado (BS1k), predominantemente seco (INEGI, 1992; Delegación Iztapalapa, 2011). La temperatura media oscila entre 15 y 17 °C. En invierno, las temperaturas descienden hasta 5 °C y en verano alcanzan máximas de 27 °C; la precipitación anual promedio es de 679 mm (SMN, 2024), con la mayoría de las lluvias concentradas entre junio y septiembre (Figura 3). El suelo es principalmente montañoso, afectado por excesiva erosión (Delegación Iztapalapa, 2011).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 309-363. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

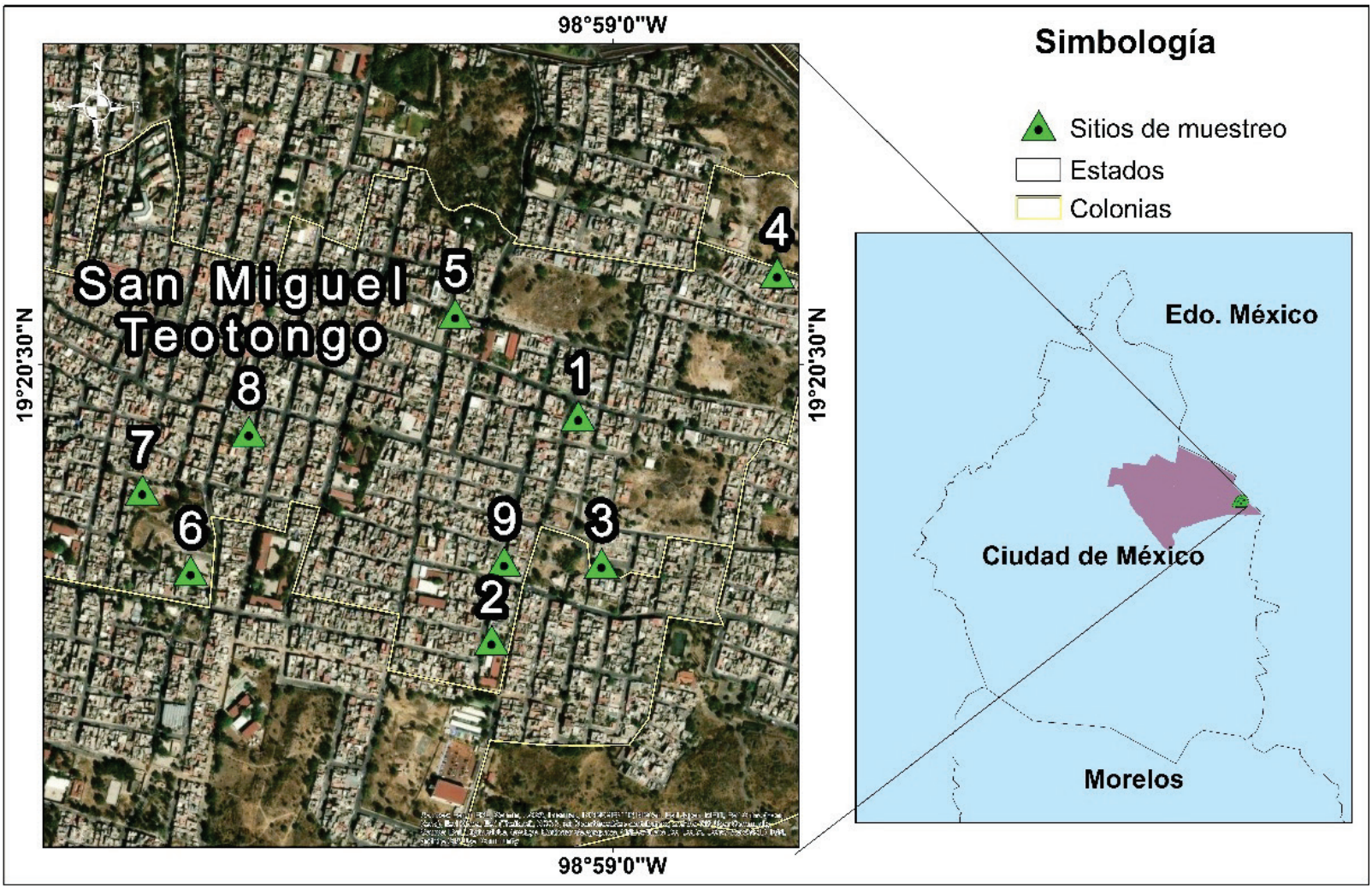


Figura 2. Localización de sitios de muestreo de agua de lluvia en la zona urbana, San Miguel Teotongo, Iztapalapa, CDMX.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 309-363. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

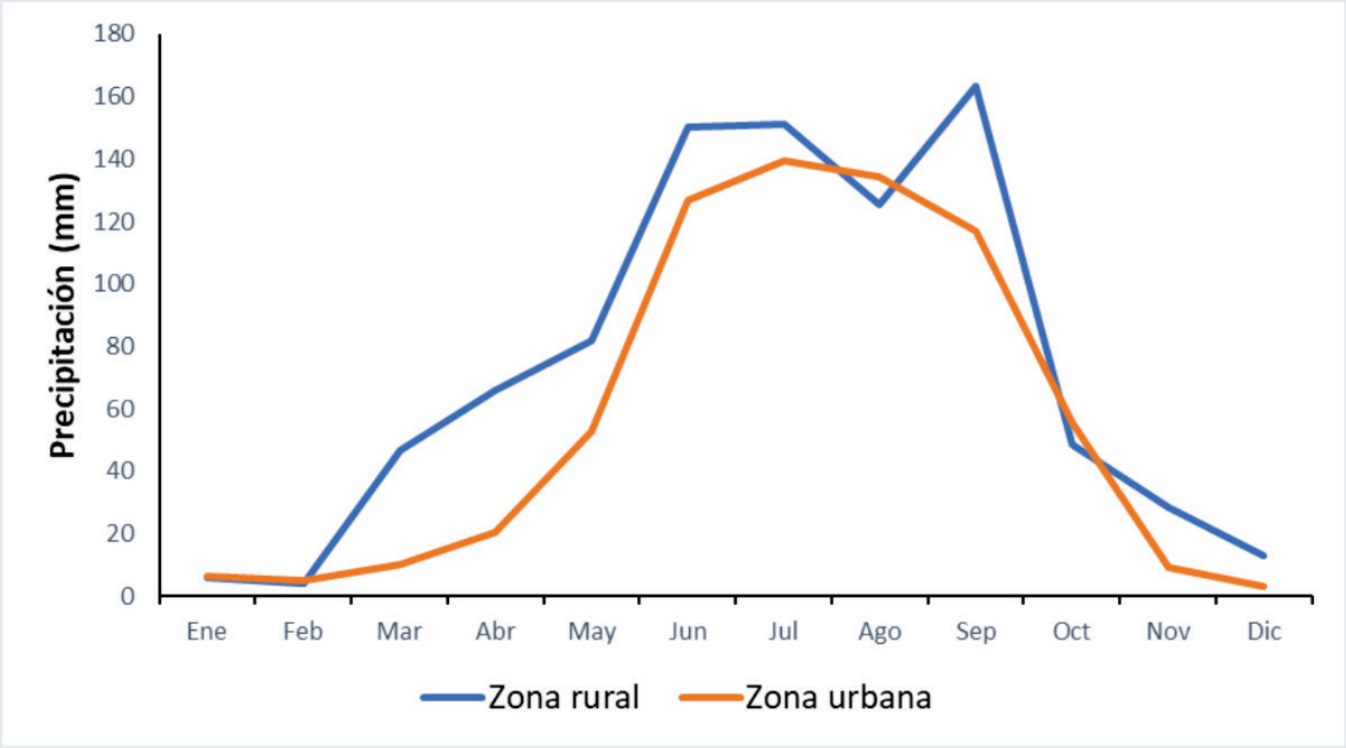


Figura 3. Distribución mensual de la precipitación de la zona rural (ejido Almoloya, Hidalgo) y zona urbana (Iztapalapa, CDMX); datos de las estaciones climatológicas 13168 y 9036 (SMN, 2024).

La colonia San Miguel Teotongo es una zona urbana con un uso de suelo principalmente habitacional. Esta área está densamente poblada, con asentamiento humano continuo, con zonas comerciales pequeñas, escuelas y servicios básicos. La expansión urbana ha transformado el uso de suelo a lo largo de los años, impactando en la disminución de la vegetación y aumentando la impermeabilización del terreno debido a las calles pavimentadas y construcciones de concreto (DOF, 1992).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 309-363. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

Descripción de los sistemas de captación de agua de lluvia (SCALL)

En las zonas rural y urbana estudiadas, las viviendas tienen un sistema de captación de agua de lluvia (SCALL) instalado por la Conagua en 2014 y por el Gobierno de la CDMX en 2021, respectivamente. En ambos sistemas, el área de recolección de agua de lluvia son los techos, además cuentan con un sistema de conducción, filtración, almacenamiento y distribución del agua de lluvia captada, utilizada principalmente para uso doméstico.

Los SCALL de las zonas rurales y urbanas presentan variaciones en los materiales empleados en su construcción y en los sistemas que los componen (Figura 4).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 309-363. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates



Figura 4. SCALL de la zona rural (A) y urbana (B): 1) techo de captación; 2) sistema de conducción; 3) filtro (y sistema de cloración en la zona urbana); 4) cisterna o tanque de almacenamiento, y 5) sistema de distribución.

En la zona rural, ocho techos de captación son de lámina galvanizada y uno de concreto, mientras que en la zona urbana siete de los techos son de concreto y dos de lámina galvanizada; en ambas zonas el material de conducción corresponde a tuberías de plástico tipo PVC (Figura 4A2 y B2). Sin embargo, existen diferencias en los sistemas de filtrado y almacenamiento. En la zona rural, el sistema de filtrado se compone de un filtro de gravas y se almacena el agua de lluvia en una cisterna de ferrocemento de 12 000 l (Figura 4A3 y A4). En la zona urbana

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 309-363. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

se emplea un filtro de mallas con separador de primeras aguas y un sistema de cloración de paso, donde se colocan pastillas de hipoclorito de sodio (Figura 4B3) y se utilizan tinacos de plástico de 2 500 l para el almacenamiento del agua de lluvia (Figura 4B4). Los sistemas de distribución en ambos contextos (rural y urbano) están diseñados para facilitar el acceso al agua de lluvia almacenada desde puntos de consumo doméstico. En la zona rural, el sistema de distribución consiste en una bomba manual de mecate o cuerda conectada a la cisterna de ferrocemento que permite extraer el agua hacia la pileta (Figura 4A5); en la zona urbana, los sistemas de distribución están conectados mediante una bomba eléctrica desde los tinacos plásticos hacia lavaderos, sanitarios o puntos específicos dentro de la vivienda (Figura 4B5).

Colecta de muestras de agua de lluvia

Se recolectaron nueve muestras de agua de lluvia en la zona rural y nueve en la zona urbana, el muestreo fue al azar. Los sitios donde se ubican los SCALL se indican en la Figura 1 y Figura 2. Las muestras fueron tomadas en el periodo de lluvias bien establecido para garantizar que los SCALL tuvieran agua de lluvia de la temporada y evitar el agua de las primeras lluvias que por lo general arrastra materiales y contaminantes del área de captación. Se tomaron muestras puntuales en este estudio debido a que representan las condiciones específicas de la calidad del agua de lluvia al momento de la recolección, lo que permite comparar los diferentes parámetros de los análisis de laboratorio de la calidad de agua de lluvia para riego de los SCALL en dos zonas contrastantes. En la zona urbana (Iztapalapa, CDMX), el muestreo se realizó el 18 de julio de 2023 y en la

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 309-363. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

zona rural (ejido de Almoloya, Hidalgo) se llevó a cabo el 19 de julio de 2023.

Se utilizaron botellas de plástico nuevas y limpias con capacidad de un litro para recolectar el agua de lluvia en cada cisterna o tanque de almacenamiento; se tomó una muestra de agua de lluvia almacenada por cada SCALL, utilizando los lineamientos de la Norma Mexicana NMX-AA-003-1980 para muestrear descargas de aguas residuales (Secofi, 1980). Antes de tomar cada muestra, la botella se enjuagó dos veces con la misma agua almacenada para evitar contaminación cruzada por partículas que pudieran estar contenidas en las botellas y garantizar la representatividad de la muestra. En la zona rural, las muestras de agua de lluvia se colectaron con una cubeta y un lazo debido a que las cisternas tienen dos metros de profundidad. En la zona urbana, las muestras se tomaron directamente de los tinacos. Las muestras recolectadas se colocaron de inmediato en una hielera con refrigerantes de gel para preservar las muestras y minimizar posibles alteraciones en las propiedades del agua de lluvia por las altas temperatura del ambiente. Esta metodología garantizó la obtención de muestras representativas que conservaron las características del agua de lluvia almacenada de los SCALL.

Análisis de laboratorio y criterios para evaluar la calidad de agua de lluvia

Para evaluar la calidad del agua de lluvia de los SCALL y el grado de restricción de uso para riego en huertos familiares en la zona urbana y rural, se analizó la calidad del agua de lluvia de acuerdo con los

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 309-363. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

parámetros recomendados por Ayers y Westcot (1994), García (2012) y Castellanos (2000) (Tabla 1) en el laboratorio de Fertilidad de Suelos, S. A. de R. L. (FERTILAB), en Celaya, Guanajuato. Además, se tomaron en consideración los límites máximos permisibles para uso agrícola establecidos en la Ley Federal de Derechos en Materia de Aguas Nacionales y sus Bienes Públicos Inherentes (LFD, 2024), normativa oficial en México que regula la calidad del agua para distintos usos.

Tabla 1. Criterios utilizados para evaluar calidad de agua de lluvia de los sistemas de captación de agua de lluvia (SCALL) para uso en riego de huertos familiares.

Parámetro	**Unidad**	**Grado de restricción de uso**			**Fuente**	**Máximos permisibles para uso agrícola (LFD, 2024)**
		Ninguno	**Leve a moderado**	**Severo**		
Conductividad eléctrica (CE)	dS m^{-1}	< 0.7	0.7-3	> 3	Ayers y Westcot (1994)	---
pH*	---	< 7	7-8	> 8	García (2012)	6.0-9.0
Relación de adsorción de sodio (RAS)	---	<3	3-6	> 6	Castellanos (2000)**	---
Sodio (Na^+)†	mg l^{-1}	< 460	---	---	Ayers y Westcot (1994)	---
Cloruros (Cl^-)†	mg l^{-1}	< 142	142-355	> 355	Ayers y Westcot (1994)	150
Boro (B^{3+})	mg l^{-1}	< 0.7	0.7-3	> 3	Ayers y Westcot (1994)	0.7-3.0
Bicarbonatos (HCO_3^-) †	mg l^{-1}	< 92	92-519	> 519	Ayers y Westcot (1994)	---

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 309-363. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

Parámetro	Unidad	Grado de restricción de uso			Fuente	Máximos permisibles para uso agrícola (LFD, 2024)
		Ninguno	Leve a moderado	Severo		
Carbonatos (CO_3^{2-})	mg l^{-1}	Sin restricciones			Ayers y Westcot (1994)	Sin restricciones
Nitratos (NO_3^-)	mg l^{-1}	< 5	5-30	> 30	Ayers y Westcot (1994)	Sin restricciones
Calcio (Ca^{2+})	mg l^{-1}	< 400	---	---	Ayers y Westcot (1994)	Sin restricciones
Magnesio (Mg^{2+})†	mg l^{-1}	< 61	---	---	Ayers y Westcot (1994)	Sin restricciones
Sulfatos (SO_4^{2-})†	mg l^{-1}	< 961	---	---	Ayers y Westcot (1994)	250
Hierro (Fe^{2+})	mg l^{-1}	< 5	---	---	Ayers y Westcot (1994)	5
Manganeso (Mn^{2+})	mg l^{-1}	<1	0.1-1.5	> 1.5	García (2012)	0.2
Cobre (Cu^{2+})	mg l^{-1}	< 0.2	---	---	Ayers y Westcot (1994)	0.2
Zinc (Zn^{2+})	mg l^{-1}	< 2	---	---	Ayers y Westcot (1994)	2
Potasio (K^+)	mg l^{-1}	< 2	---	---	Ayers y Westcot (1994)	Sin restricciones

*Ayers y Westcot (1994) reportan un rango normal de 6.5 a 8.4.
**3 a 6 se considera un agua sódica y un RAS > 9 es un agua con problemas severos de sodio.
†Estos valores se transformaron de me l^{-1} a mg l^{-1}.

Los parámetros que se analizaron del agua de lluvia de los SCALL fueron CE, pH y RAS: la CE para detectar posibles problemas de la reducción de la disponibilidad de agua del suelo para las plantas; el pH

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 309-363. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

del agua de riego pude influir en cambios del pH del suelo, y el riego con un agua con altos valores de RAS deterioran la calidad física y química de los suelos. Las concentraciones de diferentes iones se analizaron para evaluar si se encuentran en niveles permisibles y si tales contenidos podrían influenciar en el valor de otros parámetros de la calidad del agua. Los altos contenidos de carbonatos (CO_3^{2-}) y bicarbonatos (HCO_3^-) indicarían un riesgo potencial de alcalinización e incrementos del pH.

También se evaluó el riesgo de toxicidad por altas concentraciones de sodio, cloro y boro. El Na^+ afecta la estructura del suelo al desplazar al calcio y magnesio, disminuye la infiltración del agua y dificulta la absorción de agua por las plantas. El Cl^- produce necrosis en las hojas, caída de flores y frutos, y reduce el rendimiento de las plantas. El B^{3+}, aunque esencial para las plantas, en pequeñas cantidades es tóxico, por causar daños en tejido vegetal y afectar el crecimiento de las plantas. Además, se evaluó la concentración de los iones nitrato (NO_3^-), potasio (K^+), sulfato (SO_4^{2-}), hierro (Fe^{2+}), manganeso (Mn^{2+}), cobre (Cu^{2+}) y zinc (Zn^{2+}) por ser nutrimentos esenciales para las plantas.

Tratamientos y diseño experimental

El diseño experimental utilizado en este estudio fue completamente aleatorizado, con el objetivo de comparar la calidad de agua de lluvia almacenada en los SCALL de una zona urbana y otra zona rural. Cada tratamiento tuvo nueve repeticiones, teniéndose un total de 18 unidades experimentales. Además, los datos se agruparon por el tipo de techo (concreto o lámina) del área de captación de agua de lluvia, para analizar si hay un efecto en la calidad del agua de lluvia por el tipo de material. En el análisis estadístico se utilizó la prueba *t* de *Student* (Amat, 2016)

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 309-363. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

debido a que se compararon las medias de una variable respuesta de dos tratamientos: por zona (rural y urbana) y tipo de techo (lámina y concreto). Cuando los datos no cumplían con los criterios de distribución normal y homogeneidad de varianzas, se transformaron utilizando el logaritmo natural (ln). Si los datos transformados cumplían con la distribución normal, pero presentaban varianzas desiguales entre grupos, se utilizó la prueba *t* de Welch (Lu & Yuan, 2010), y en los casos donde los datos transformados aún no seguían una distribución normal, se aplicó la prueba no paramétrica de Mann-Whitney U (Amat, 2017). Las pruebas de *t* y de Mann-Whitney U se hicieron utilizando el *software* estadístico *R*, versión 2023.12.1 (R Core Team, 2025).

Resultados

Los resultados de laboratorio de la calidad del agua de lluvia de las muestras recolectadas en los SCALL de la zona rural (Almoloya, Hidalgo) y de la zona urbana (Iztapalapa, CDMX) mostraron diferencias estadísticas significativas entre zonas en nueve de los parámetros, mientras que siete parámetros fueron estadísticamente similares entre las dos zonas (Tabla 2).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 309-363. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

Tabla 2. Resultados de la calidad del agua de lluvia colectada en los sistemas de captación de agua de lluvia (SCALL) en la zona rural (Almoloya, Hidalgo) y la zona urbana (Iztapalapa, CDMX).

Variable	Unidad	Media		*p-Value*
		Zona rural	Zona urbana	
Conductividad eléctrica (CE)	dS m^{-1}	0.19(±0.09) a	1.29(±0.18) b	$p < 0.001$
pH	---	8.00(±0.21) a	7.95(±0.19) a	$p = 0.62$
Relación de adsorción de sodio (RAS)	---	0.34(±0.31) a	6.13(±3.40) b	$p < 0.001$
Calcio (Ca^{2+})	mg l^{-1}	21.09(±7.79) a	15.47(±6.74) a	$p = 0.12$
Magnesio (Mg^{2+})	mg l^{-1}	3.37(±3.51) a	19.25(±13.73) b	$p = 0.01$
Sodio (Na^{+})	mg l^{-1}	7.07(±7.50) a	170.86(±125.26) b	$p < 0.001$
Potasio (K^{+})	mg l^{-1}	7.35(±3.54) a	21.22(±9.82) b	$p < 0.001$
Sulfatos (SO_4^{2-})	mg l^{-1}	1.74(±0.82) a	4.2(±2.62) b	$p = 0.02$
Bicarbonatos (HCO_3^{-})†	mg l^{-1}	89.27(±44.20) a	392.11(±274.90) b	$p = 0.02$
Cloruros (Cl^{-})‡	mg l^{-1}	6.12(±3.91) a	162.39(±106.32) b	$p = 0.02$
Carbonatos (CO_3^{2-})‡	mg l^{-1}	3.37(±6.17) a	3.4(±6.91) a	§
Nitratos (NO_3^{-})	mg l^{-1}	1.87(±0.58) a	2.6(±1.46) a	$p = 0.31$
Boro (B^{3+})	mg l^{-1}	0(±0.00)	0.71(±0.56)	§
Hierro (Fe^{2+})†	mg l^{-1}	0.01(±0.01) a	0.25(±0.30) a	$p = 0.55$
Manganeso (Mn^{2+})‡	mg l^{-1}	0.001 (±0.00) a	0.002(±0.001) b	$p = 0.03$
Cobre (Cu^{2+})‡	mg l^{-1}	0.001 (±0.00) a	0.001 (±0.00) a	$p = 0.37$
Zinc (Zn^{2+})	mg l^{-1}	0.18(±0.36) a	0.03(±0.03) a	$p = 0.12$

Prueba de *t-Student* ($p \leq 0.05$).
†Prueba de *t* de Welch ($p \leq 0.05$).
‡Prueba de Mann-Whitney U ($p \leq 0.05$). Cifras con las mismas letras dentro de una misma columna son estadísticamente iguales. Las cifras entre paréntesis corresponden a la desviación estándar.
§El B^{3+} y los CO_3^{2-} no se analizaron estadísticamente porque no se obtuvieron valores de boro en la zona rural (media cero); para los CO_3^{2-} en la zona rural solo se obtuvieron tres valores y en la zona urbana solo dos valores de las nueve repeticiones.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 309-363. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

El promedio de la CE en la zona urbana (1.29 ± 0.18 dS m^{-1}; p < 0.001) fue significativamente mayor que en la zona rural (0.19 ± 0.09 dS m^{-1}; p < 0.001), lo que indica una mayor concentración de sales disueltas en el agua de lluvia urbana (Figura 5A). De manera similar, la RAS del agua de lluvia de la zona urbana (6.13 ± 3.40; p < 0.001) fue estadísticamente significativa en relación con la registrada en la zona rural (0.34 ± 0.31; p < 0.001). En cuanto al pH, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las aguas de lluvia de la zona rural y la zona urbana (8.0 ± 0.21 y 7.95 ± 0.19, respectivamente, p = 0.62) (Figura 5B); ambas se consideran aguas alcalinas por tener un pH superior a 7.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 309-363. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

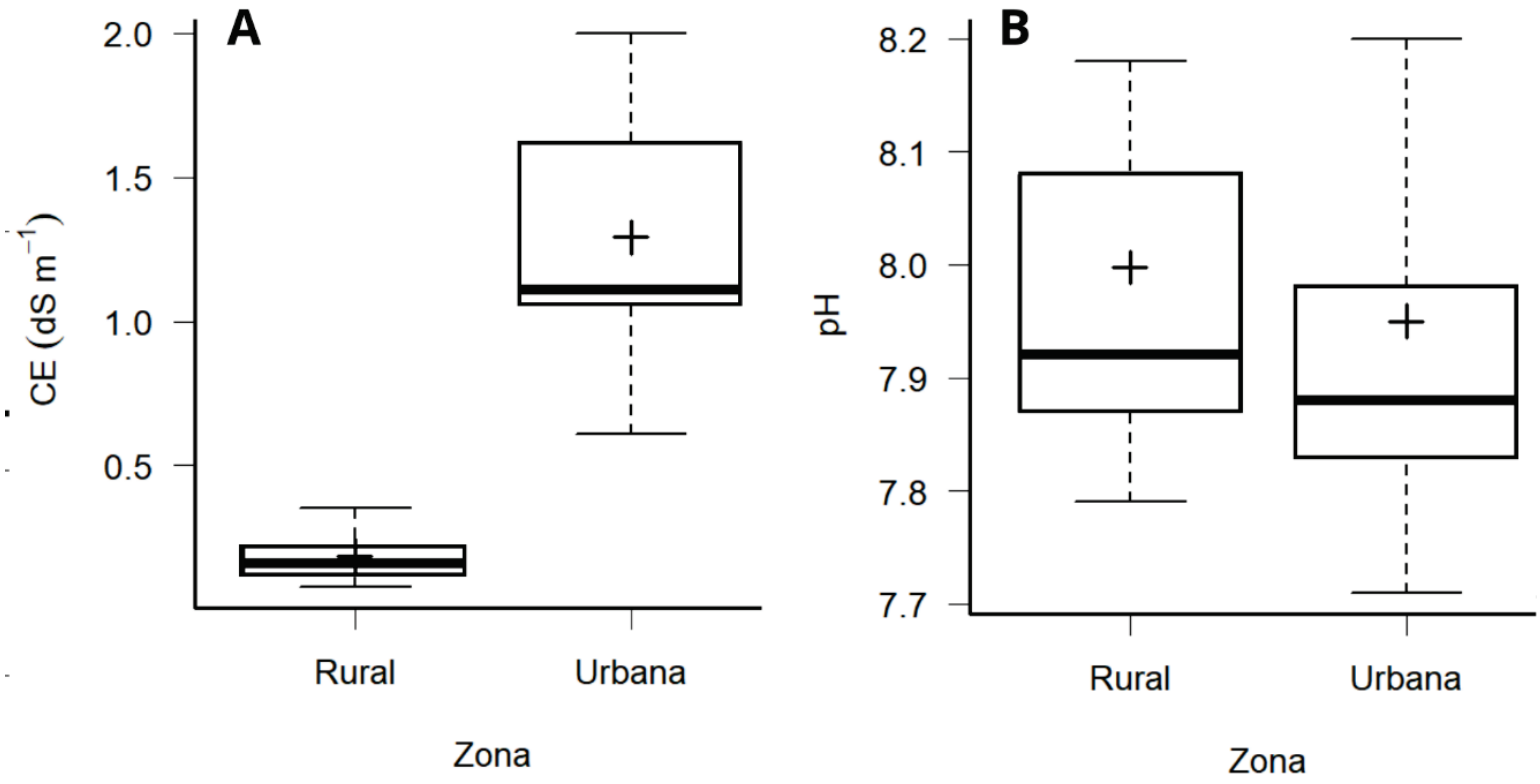


Figura 5. Valores de A) conductividad eléctrica (CE) y B) pH de las muestras de agua de lluvia de los SCALL de la zona rural y urbana. Nota: el signo (+) indica la media de las observaciones.

Los resultados de los contenidos de cationes y aniones en las aguas de lluvia de las zonas rural y urbana mostraron que las concentraciones de Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+}, SO_4^{2-}, HCO_3^{-}, Cl^{-} y Mn^{2+} fueron altamente significativas ($p \leq 0.05$), presentando los valores más altos las concentraciones de estos iones en la zona urbana; sin embargo, los iones Na^{+}, HCO_3^{-} y Cl^{-} alcanzaron las concentraciones más altas, con valores de 170.86 ± 125.3 mg l^{-1}, 392.11 ± 274.9 mg l^{-1} y 162.39 ± 106.3 mg l^{-1}, respectivamente. Por otro lado, no se encontraron diferencias significativas entre los contenidos de los iones Ca^{2+}, NO_3^{-}, Fe^{2+}, Cu^{2+} y

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 309-363. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

Zn^{2+} ($p > 0.05$), presentándose en concentraciones muy bajas en ambas aguas de lluvia; en la zona rural no se cuantificó contenido del ion B^{3+} en las muestras y de los CO_3^{2-} solo se obtuvieron tres valores de las nueve repeticiones.

El tipo de material del área de captación de agua de lluvia de los SCALL es una variable que afecta la calidad del agua de lluvia. Para evaluar el efecto por el tipo de material de los techos de captación de agua de lluvia, los resultados de los análisis de las muestras de agua de lluvia recolectadas en los SCALL en las zonas rural y urbana se agruparon por el material del techo (de lámina o concreto), donde se observaron diferencias altamente significativas en varios parámetros (Tabla 3).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 309-363. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

Tabla 3. Resultados de la calidad del agua de lluvia por el tipo de material de los techos de captación de agua de lluvia de los SCALL (lámina o concreto).

Variable	Unidad	Media		*p-Value*
		Techo de lámina	Techo de concreto	
Conductividad eléctrica (CE)	dS m^{-1}	0.35(±0.40) a	1.22(±0.61) b	$p < 0.001$
pH	---	7.92(±0.14) a	8.04(±0.25) a	$p = 0.23$
Relación de adsorción de sodio (RAS)	---	0.46(±0.54) a	6.70(±3.12) b	$p < 0.001$
Calcio (Ca^{2+})	mg l^{-1}	16.39(±7.27) a	20.64(±7.88) a	$p = 0.25$
Magnesio (Mg^{2+})	mg l^{-1}	2.90(±3.42) a	21.83(±12.21) b	$p < 0.001$
Potasio (K^{+})	mg l^{-1}	6.57(±2.09) a	23.93(±7.19) b	$p < 0.001$
Sulfatos (SO_4^{2-})	mg l^{-1}	1.60(±0.7) a	4.68(±2.40) b	$p < 0.001$
Bicarbonatos (HCO_3^{-})	mg l^{-1}	72.24(±39.37) a	451.25(±233.21) b	$p < 0.001$
Carbonatos (CO_3^{2-})	mg l^{-1}	1.20(±2.53) a	6.11(±8.64) a	§
Nitratos (NO_3^{-})	mg l^{-1}	1.70(±0.64) a	2.89(±1.33) b	$p = 0.02$
Boro (B^{3+})	mg l^{-1}	0.00(±0.00)	0.79(±0.53)	§
Hierro (Fe^{2+})†	mg l^{-1}	0.16(±0.46) a	0.10(±0.11) a	$p = 0.21$
Manganeso (Mn^{2+})‡	mg l^{-1}	0.001(±0.00) a	0.002(±0.001) a	$p = 0.17$
Cobre (Cu^{2+})‡	mg l^{-1}	0.001 (±0.00) a	0.001 (±0.00) a	$p = 0.31$
Zinc (Zn^{2+})	mg l^{-1}	0.18(±0.34) a	0.015(±0.018) a	$p = 0.25$

Prueba de *t-Student* ($p \leq 0.05$).

†Prueba de t de Welch ($p \leq 0.05$).

‡Prueba de Mann-Whitney U ($p \leq 0.05$). Cifras con las mismas letras dentro de una misma columna son estadísticamente iguales. Las cifras entre paréntesis corresponden a la desviación estándar.

§El B^{3+} y los CO_3^{2-} no se analizaron estadísticamente porque no se obtuvieron valores de boro en los techos de lámina (media cero); para los CO_3^{2-} en los techos de lámina solo se obtuvieron dos valores y en los techos de concreto solo tres valores de las nueve repeticiones.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

La CE presenta valores más altos en los techos de concreto (1.22 ± 0.61 dS m^{-1}; $p < 0.001$), en comparación con los techos de lámina (0.35 ± 0.4 dS m^{-1}; $p < 0.001$). Asimismo, la RAS es considerablemente mayor en techos de concreto (6.70 ± 3.12; $p < 0.001$) que en techos de lámina (0.46 ± 0.54; $p < 0.001$); se observa un efecto del material del techo en estos parámetros; el pH no presentó diferencias estadísticas significativas ($p = 0.23$). En cuanto a los iones, se registraron medias de las concentraciones altamente significativas ($p < 0.001$) para Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+}, SO_4^{2-}, HCO_3^{-} y Cl^{-}; mientras que los NO_3^{-} fueron significativos, con un $p = 0.02$, siendo más altos los contenidos de estos iones en los techos de concreto. Por el contrario, no se encontraron diferencias significativas ($p > 0.05$) en el pH, Ca^{2+}, Fe^{2+}, Mn^{2+}, Cu^{2+} y Zn^{2+} entre ambos tipos de techos.

Para entender la dinámica de las características del agua de lluvia debido al contacto con los techos o áreas de captación del agua de lluvia en los SCALL, se midió y comparó la CE y pH de diferentes tipos de agua (Figura 6). Se graficaron muestras de agua de lluvia sin tener contacto con el techo en Almoloya, Hidalgo (A); agua destilada 1 del Laboratorio de Hidrociencias del Colegio de Postgraduados (B); agua destilada 2 del Laboratorio de Fertilidad de Suelos y Química Ambiental del Colegio de Postgraduados (C); agua de un charco en el pavimento colectada después de la lluvia (D); agua de la llave del Campus Montecillo, Colegio de Postgraduados (E); agua de la cisterna de los SCALL de la zona rural (Almoloya, Hidalgo) (F);, y agua del tinaco de los SCALL de la zona urbana (Iztapalapa, CDMX) (G). En la Figura 6 se observa que el agua de lluvia antes de estar en contacto con los techos presenta una CE y pH similar al

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 309-363. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

del agua destilada (Figura 6A, B, C) y empiezan a incrementar ligeramente en el agua de lluvia del charco (Figura 6D); aumenta el valor de dichos parámetros en los SCALL en los techos de concreto de la zona urbana (Figura 6G); el agua de la llave presentó valores más altos de CE que el agua de lluvia de la zona rural (Figura 6E y F).

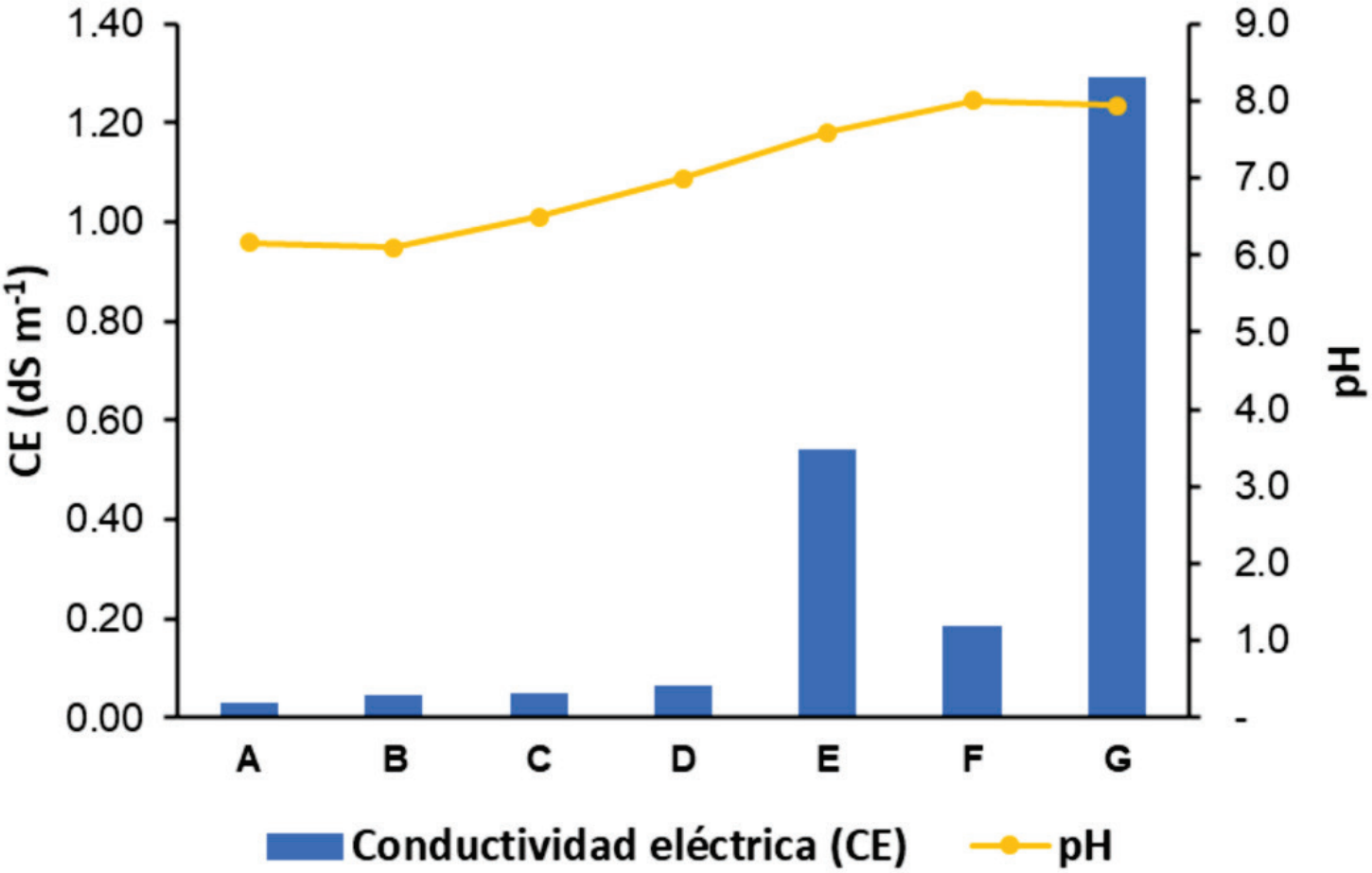


Figura 6. Comparación de los valores de conductividad eléctrica (CE) y pH de diferentes fuentes de agua: A) agua de lluvia; B) agua destilada 1; C) agua destilada 2; D) agua de charco; E) agua de la llave; F) agua del SCALL rural; y G) agua del SCALL urbano.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 309-363. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

Grado de restricción del agua lluvia de los SCALL para el uso en riego de huertos familiares

El grado de restricción del uso del agua de lluvia de los SCALL para riego de acuerdo con Ayers y Westcot (1994), Castellanos (2000) y García (2012) muestra que la zona rural (Almoloya, Hidalgo) no presentó grado de restricción para la mayoría de los parámetros, con excepción del pH en el límite del grado de restricción de leve a moderado. Por el contrario, en la zona urbana (Iztapalapa, CDMX) se mostró un grado de restricción de leve a moderado para CE, pH, RAS, Cl^- y HCO_3^-; el pH y RAS están en el límite de este grado de restricción (Tabla 4).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tabla 4. Grado de restricción del agua de lluvia de los SCALL para riego en huertos de la zona rural y urbana.

Variable	Unidad	Zona rural		Zona urbana	
		Media (desviación estándar)	Grado de restricción	Media (desviación estándar)	Grado de restricción
Conductividad eléctrica (CE)	dS m^{-1}	0.19(±0.09)	ninguno	1.29(±0.18)	lev-mod
pH	---	8(±0.21)*	lev-mod	7.95(±0.19)*	lev-mod
Relación de adsorción de sodio (RAS)	---	0.34(±0.31)	ninguno	6.13(±3.40)*	lev-mod
Calcio (Ca^{2+})	mg l^{-1}	21.09(±7.79)	ninguno	15.47(±6.74)	ninguno
Magnesio (Mg^{2+})	mg l^{-1}	3.37(±3.51)	ninguno	19.25(±13.73)	ninguno
Sodio (Na^{+})	mg l^{-1}	7.07(±7.50)	ninguno	170.86(±125.26)	ninguno
Potasio (K^{+})	mg l^{-1}	7.35(±3.54)	ninguno	21.22(±9.82)	ninguno
Sulfatos (SO_4^{-})	mg l^{-1}	1.74(±0.82)	ninguno	4.2(±2.62)	ninguno
Bicarbonatos (HCO_3^{-})	mg l^{-1}	89.27(±44.20)	ninguno	392.11(±274.9)	lev-mod
Cloruros (Cl^{-})	mg l^{-1}	6.12(±3.91)	ninguno	162.39(±106.32)	lev-mod†
Carbonatos (CO_3^{2-})	mg l^{-1}	3.37(±6.17)	ninguno	3.4(±6.91)	ninguno
Nitratos (NO_3^{-})	mg l^{-1}	1.87(±0.58)	ninguno	2.6(±1.46)	ninguno
Boro (B^{3+})	mg l^{-1}	0(±0)	ninguno	0.71(±0.24)	ninguno
Hierro (Fe^{2+})	mg l^{-1}	0.01(±0.01)	ninguno	0.25(±0.30)	ninguno
Manganeso (Mn^{2+})	mg l^{-1}	0.001 (±0)	ninguno	0.002(±0.001)	ninguno
Cobre (Cu^{2+})	mg l^{-1}	0.001 (±0)	ninguno	0.001(±0)	ninguno
Zinc (Zn^{2+})	mg l^{-1}	0.18(±0.22)	ninguno	0.03(±0.02)	ninguno

Grado de restricción de leve a moderado = lev-mod.

*Con valores en el límite del grado de restricción de leve a moderado; el pH está en el rango permisible para uso agrícola según la Ley Federal de Derechos (LFD, 2024).

† Los cloruros (Cl^{-}) exceden el máximo permisible de la LFD (2024).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 309-363. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

Discusión

Conductividad eléctrica

De acuerdo con los rangos del grado de restricción de uso para riego de Ayers y Westcot (1994), la CE del agua de lluvia en la zona rural (0.19 dS m^{-1}) no presenta restricción de uso por tener una CE por debajo de 1 dS m^{-1}, esto indica que es adecuada para el riego de huertos familiares sin el riesgo de incrementar el contenido de sales solubles en el suelo, pudiendo regarse hortalizas, verduras (de tallo y hoja), algunas frutas, hierbas aromáticas y plantas medicinales que se siembran en forma continua durante el año y están adaptadas a las condiciones locales de un área rural; esto pudiera complementar las necesidades de productos frescos que consume una familia (Cano-Contreras, 2015).

Por el contrario, el agua de lluvia de la zona urbana presentó un valor de CE de 1.29 dS m^{-1}, valor máximo 1.99 dS m^{-1}, el cual tiene un grado de restricción de leve a moderado, por encontrarse entre los valores de 0.7 a 3.0 dS m^{-1} (Ayers & Westcot, 1994). Estos resultados indican que se pueden presentar problemas con incrementos en el contenido de sales solubles en el suelo o sustrato a corto o mediano plazo, lo cual dependerá de la frecuencia de riego y el espacio, que es muy reducido en los huertos familiares urbanos. El valor de CE del agua de lluvia de los SCALL en las zonas urbanas se sugiere sea tomado en cuenta, al analizarse los programas de la multifuncionalidad de los huertos familiares urbanos en la CDMX y poder garantizar que se cumpla el objetivo de ser una fuente externa y complementaria de alimentos (Alcántara-Nieves & Larroa-Torres, 2022).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 309-363. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

El valor medio de CE de 1.29 dS m^{-1} de la zona urbana de Iztapalapa difiere de lo mencionado por Haque y Rinkey (2019), quienes reportaron para las zonas urbanas de la ciudad de Dhaka, Bangladesh, la segunda ciudad más contaminada del mundo, valores de CE en un rango de 0.026 a 0.436 dS m^{-1}; por su parte, Emmanuel *et al.* (2021), en Umuahia, Southeastern, Nigeria, reportaron valores entre 0.012 y 0.044 dS m^{-1}, que de acuerdo con las normas de calidad de agua potable de sus países y de la Organización Mundial de la Salud (OMS) no presentan restricción alguna para su uso.

Esto podría indicar que el agua de lluvia de la zona urbana de Iztapalapa presenta una mayor concentración de sales disueltas en comparación con otras áreas urbanas del mundo. Sin embargo, es importante mencionar que el clima, el lugar de recolecta de la muestra de agua lluvia en los SCALL, los sitios de muestreo —rural o urbano— y el material de los SCALL es muy variable, y por tanto se reportan valores de CE muy diferentes entre zonas urbanas. Al respecto, Haque y Rinkey (2019) mencionan que analizaron el agua de lluvia de las muestras recogidas de la escorrentía superficial de los tejados de diferentes lugares de la ciudad y Emmanuel *et al.* (2021) analizaron el agua de lluvia proveniente de los sistemas de captación de agua en los tejados, donde la zona presenta precipitaciones tropicales de alta intensidad (de 1 900 a 2 400 mm), que producen un gran volumen de flujo superficial; por tanto, bajo estas condiciones, no es posible comparar la CE de la zona urbana de Iztapalapa, que tiene una precipitación anual promedio de 679 mm, y no se analizó el agua de lluvia de la escorrentía en los techos.

De forma similar, Rangel-González y Domínguez-Sánchez (2018) reportan CE medias de 0.68 dS m^{-1} (mínimas de 0.11 dS m^{-1} y máximas

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 309-363. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

de 6.69 dS m^{-1}) para el agua de lluvia almacenada de 91 SCALL de la CDMX proveniente de unidades habitacionales, casa-habitación, inmuebles públicos y comerciales, lo cual evidencia la variabilidad de dicho parámetro en los diferentes SCALL. Al respecto, Mendez *et al*. (2011) indican que la CE del agua de lluvia de los SCALL puede verse afectada debido al material de los techos, ya que con el paso del tiempo aumenta la liberación media de partículas, lo que incrementa las concentraciones, en comparación con el agua de lluvia que no ha estado en contacto con superficies.

Los principales iones que causan la salinidad (1.29 dS m^{-1}) en el agua de los SCALL de la zona urbana de Iztapalapa son el Na^+ (170.86 ±125.2 mg l^{-1}), Cl^- (162.39 ±106.32 mg l^{-1}) y HCO_3^- (392.11 ±274.90 mg l^{-1}). Al respecto, Mendez *et al*. (2011) señalan que una solución con una concentración alta de Na^+ y Cl^- tendrá una CE más alta. Por lo tanto, las CE más altas (6.69 dS m^{-1}), reportadas por Rangel-González y Domínguez-Sánchez (2018), podrían ser el resultado de las altas concentraciones de sodio (946.50 mg l^{-1}), potasio (810 mg l^{-1}) y cloruros (97.80 mg l^{-1}) provenientes de los depósitos de almacenamiento de los SCALL.

Al comparar los resultados de las muestras de agua de lluvia por tipo de material del techo de captación —concreto o lámina—, la CE presenta valores más altos en techos de concreto (1.22 dS m^{-1}), en comparación con los de lámina (0.35 dS m^{-1}). Estos resultados indican que hay un efecto del material de los techos de captación en la calidad del agua en los SCALL debido a que las superficies de los techos en los asentamientos urbanos aportan un exceso de iones al agua de lluvia, que incrementan los valores de la CE, turbidez y total de sólidos solubles de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 309-363. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

los techos de tejas de concreto, especialmente en los techos viejos (Mendez *et al*., 2011). Además, en las zonas urbanas, como la CDMX, se incrementa la concentración de los iones de cloruros y sodio debido al tratamiento de cloración del agua de lluvia captada mediante pastillas de hipoclorito de sodio para eliminar microorganismos nocivos para la salud (Lozano-Quiroz, 2023); en consecuencia, se incrementa la CE del agua de lluvia de los SCALL urbanos.

pH

En cuanto al pH, con base en los rangos del grado de restricción publicados por Ayers y Westcot (1994), el pH del agua de lluvia en la zona rural es de 8.00 y el de la zona urbana de 7.95, presentando un grado de restricción de leve a moderado; se consideran aguas alcalinas en ambos casos. Estudios previos han reportado que el agua de lluvia es ligeramente ácida, pH = 5.6 (Baird & Cann, 2014), y se alcaliniza por el contacto con el material de los SCALL, como se ha reportado en el caso del contacto del agua de lluvia con el concreto (Despins *et al.*, 2009; Mendez *et al.*, 2011; Emmanuel *et al*., 2021), lo cual podría ser la causa del resultado del pH de la zona urbana en Iztapalapa, donde predominan los techos de concreto.

La alcalinización del agua de lluvia en los SCALL rural y urbano difiere de lo mencionado por Ímaz-Gispert *et al*. (2018), quienes reportaron un pH promedio de 6.22 para un SCALL de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) en la CDMX. Esta diferencia se atribuye al tipo de material del techo utilizado como área de captación de agua de lluvia; el material se trata de vidrio templado, el cual se considera un material inerte que no reacciona químicamente con el agua de lluvia,

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 309-363. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

por lo que el pH del agua que escurre sobre techos de cristal se mantiene en el rango de ligeramente ácida, similar al del agua de lluvia. Asimismo, Klein-Garavito (2015) reportó que tejas de zinc (en un rango de 5.75 a 6.79) y barro (en un rango de 6.06 a 6.33) tienen un pH cercano a neutro.

Por otra parte, Rangel-González y Domínguez-Sánchez (2018) mencionan que en las muestras obtenidas del agua de lluvia almacenada en cisternas y tinacos, en SCALL de la CDMX, los valores de pH oscilaron principalmente entre los neutros a ligeramente alcalinos (media =7.60, máxima = 9.75 y mínima = 5.37); sin embargo, un estudio realizado en Ontario, Canadá, a 360 muestras de SCALL, mostró una variabilidad de pH en el agua de lluvia almacenada en reservorios de tanques de plástico donde el agua era ligeramente ácida y en reservorios de concreto donde el agua era ligeramente alcalina (Despins *et al.*, 2009). Lo anterior indica que se deben proponer metodologías para evaluar cómo afectan a los parámetros de la calidad del agua de lluvia los materiales con que están construidos los diferentes sistemas de los SCALL tanto en zonas rurales como urbanas.

Sin embargo, la calidad del agua de lluvia se ve afectada por diversos factores. Un estudio de Díaz-Ibarra *et al.* (2014) —quienes monitorearon el pH del agua de lluvia en cuatro sitios de la ciudad de Culiacán, Sinaloa— registró valores de pH promedio de 6.09 para la zona sur, de 6.97 para la zona norte, valores máximos de 7.7, y algunos valores mínimos de pH ≤ 5.5 en la zona sur y centro de la ciudad, por lo que sugieren monitorear el pH del agua de lluvia para comprender este comportamiento. Además, mencionan que no hay estudios donde se considere si el incremento en los últimos años del parque vehicular, el impacto que las ladrilleras, la no regulación, la tala clandestina y la

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 309-363. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

erosión del suelo podrían afectar los valores del pH del agua de lluvia en la ciudad de Culiacán.

De acuerdo con Baird y Cann (2014), el contenido de carbonatos y bicarbonatos condicionan el pH donde el ácido carbónico es dominante a pH < 5, el carbonato domina a pH > 12 y el bicarbonato es el ion predominante en un rango de pH entre 7 y 10. En el caso de bicarbonatos, las aguas de lluvia de la zona urbana (392.11 mg l^{-1}) presentan un grado de restricción de leve a moderado (Ayers & Westcot, 1994). Debido a que el pH alcalino está determinado por las concentraciones de iones HCO_3^- y CO_3^{2-} presentes en el agua, el contenido de HCO_3^- en el agua de lluvia captada en los tanques de almacenamiento en la zona urbana pudo influenciar tener un pH de 7.95, ligeramente alcalino.

Por el contrario, en la zona rural, la media del contenido de bicarbonatos fue de 89.27 mg l^{-1}, siendo cuatro veces menor que el contenido de la zona urbana, sin presentar ningún grado de restricción. A pesar de que el contenido de HCO_3^- del agua de lluvia de la zona rural fue más bajo, puede influir en que el pH del agua sea de 8.0 debido a que el poco contenido de CO_3^{2-} influencia que el HCO_3^- domine y que el agua de lluvia de las cisternas presente una alcalinidad moderada.

El rango de restricción de leve o moderado del pH de las aguas de lluvia de los SCALL rural y urbano está en el límite del rango deseable para el riego en huertos familiares, lo cual puede afectar el desarrollo de las plantas por la falta de disponibilidad de fósforo, hierro, zinc y manganeso (García, 2012); sin embargo, se podrían utilizar algunas prácticas sencillas que mantengan el pH en un rango cercano a la neutralidad (Castellanos, 2000), como la aplicación de compost, o hacer cambios del suelo o sustrato. La recomendación de ácidos para bajar el

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 309-363. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

pH no se recomienda, dado que el agua de lluvia se utilizará para riego de huertos familiares y es riesgoso que se manejen ácidos en una familia por la presencia de niños.

Relación de absorción de sodio

Según los rangos de la relación de adsorción de sodio (RAS) establecidos por Castellanos (2000), el agua de lluvia en la zona rural, con un RAS de 0.34, no presenta grado de restricción con respecto al efecto del sodio. En general, los estudios de calidad de agua de lluvia de SCALL no incluyen al RAS como un parámetro a analizar. Al respecto, Ayers y Westcot (1994) solo incluyen la RAS, junto con la CE, para evaluar problemas de infiltración de agua en la superficie del suelo; en estudios de calidad de aguas de riego de fuentes subterráneas es muy común reportar valores de RAS (Castellón-Gómez *et al*., 2015).

En contraste, para la zona urbana se obtuvo un RAS de 6.13 ± 3.40 estando en el límite del grado de restricción de leve a moderado (Castellanos, 2000), por lo que podría haber un efecto en el suelo de los huertos familiares por la acumulación de sodio, que dependería de la frecuencia de riego. Por otra parte, algunos SCALL de la zona urbana presentaron valores máximos de RAS en el rango de 7.35 a 10.3, estando en grado de restricción severo. Sin embargo, al ser limitados los estudios de agua de lluvia que reporten RAS altos, es necesario hacer evaluaciones y estimar qué valor de RAS podría llegar a tener un suelo (Aparicio *et al*., 2014) al ser regado con agua de lluvia con un RAS con grado de restricción de leve a moderado o severo, y poder recomendar esa agua de lluvia para riego en huertos familiares.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 309-363. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

Por otro lado, el Na^+ —aunque no representa riesgo, porque se encuentra abajo del umbral de restricción para uso en riego establecido por Ayers y Westcot (1994)—, la concentración de sodio en el agua de lluvia urbana (170.86 ±125.26 mg l^{-1}), es significativamente mayor que en la zona rural (7.07 ± 7.50 mg l^{-1}). La concentración alta de sodio se atribuye —al igual que a la de los cloruros— a que los SCALL instalados por la Secretaría del Medio Ambiente (Sedema) en la zona urbana de la CDMX incluyen un tratamiento de cloración mediante pastillas de hipoclorito de sodio (Lozano-Quiroz, 2023). Además, las concentraciones del Na^+ en algunos SCALL de Iztapalapa, CDMX, llegaron a medirse con cantidades máximas de 246 a 350 mg l^{-1}. De los resultados de este estudio se recomienda incluir la RAS en los análisis de calidad de agua de lluvia para riego en huertos familiares, a fin de evaluar su aptitud para riego debido a que la RAS es un parámetro que es el resultado de las concentraciones de sodio, calcio y magnesio contenidas en el agua de riego.

Efecto de iones específicos

Además del Na^+, los iones que presentaron concentraciones elevadas en el agua de lluvia de la zona urbana y causan algún grado de restricción para riego en huertos familiares son los HCO_3^- (392.11 mg l^{-1}) y Cl^- (162.39 mg l^{-1}), ambos con un grado de restricción de leve a moderado (Ayers & Westcot, 1994); sin embargo, de acuerdo con la LFD (2024), el Cl^- está arriba del máximo permisible (150 mg l^{-1}).

En el caso del agua de lluvia de la zona urbana, se midieron concentraciones de HCO_3^- altas (392.11 mg l^{-1}) y aún más elevadas se encontraron por el material de los techos de concreto (áreas de captación)

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 309-363. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

de 451.25 mg l^{-1}. Por otro lado, en la zona rural, la concentración de HCO_3^- fue de 89.27 mg l^{-1}, y en los techos de lámina —que son los que predominan en la zona— se registró una concentración más baja (72.24 mg l^{-1}); ambas concentraciones sin grado de restricción. Por otra parte, Ímaz-Gispert *et al*. (2018) reportan concentraciones de HCO_3^- muy bajas (media de 13.80 mg l^{-1} y máxima de 68.2 mg l^{-1}) para un SCALL con techo de cristal; ello evidencia que el material con que están construidos los SCALL puede tener una influencia en la concentración de iones específicos.

Es bien conocido que los HCO_3^- tienden a formar precipitados en forma de carbonato de calcio ($CaCO_3$) en aguas con pH superiores a 7.5, y pueden causar obstrucción en sistemas de riego por goteo (García, 2012; Villavicencio & Villablanca, 2010); esta posible problemática debe tenerse en cuenta, ya que actualmente el riego por goteo casero es muy común en huertos familiares y por utilizar materiales de bajo costo o reciclados.

Para Cl^- —de acuerdo con Ayers y Westcot (1994)—, se considera que no hay restricción cuando la concentración es menor de 142 mg l^{-1}; mientras que hay una restricción de leve a moderada para concentraciones entre 142 y 532 mg l^{-1}. El agua de lluvia captada en los SCALL rurales tuvo un valor promedio de 6.1 mg l^{-1}; esto indica que el agua es segura para el riego en huertos familiares, sin riesgo de toxicidad. En contraste, el agua de lluvia captada en los SCALL urbanos fue de 162.39 mg l^{-1}, valor que está dentro del rango de restricción de leve a moderada, lo que significa que aunque el agua de lluvia urbana puede ser utilizada para riego, puede haber ciertos riesgos de toxicidad por cloruros para algunas plantas cultivadas (Ayers & Westcot, 1994). A fin de reducir

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 309-363. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

el riesgo de toxicidad por Cl^-, no es recomendable asperjar o rociar las plantas debido a que podría haber una absorción de Cl^- a través de las hojas y causar toxicidad (Bonet-Pérez & Ricardo-Calzadilla, 2011).

La concentración de cloruros de la zona urbana excede el máximo permisible para uso agrícola (150 mg l^{-1}), según lo indica la Ley Federal de Derechos en materia de aguas nacionales (LFD, 2024). La concentración alta de los cloruros se atribuye a que los SCALL instalados por la Sedema en la zona urbana de la CDMX incluyen un tratamiento de desinfección mediante pastillas de hipoclorito de sodio (Lozano-Quiroz, 2023); al respecto, Ímaz-Gispert *et al*. (2018) mencionan que las concentraciones de cloruros no fueron discutidas, pues no provenían del agua de lluvia, sino que se añadieron en la cisterna de almacenamiento para la desinfección. Sin embargo, en este estudio sí se consideraron los Cl^- en el análisis de la calidad del agua de lluvia de los SCALL urbanos, debido a que están presentes en el agua de lluvia almacenada en los tinacos y podría ser potencialmente utilizada para riego y afectar las plantas de los huertos urbanos. La concentración del ion Cl^- de la zona urbana de Iztapalapa difiere de la reportada por Haque y Rinkey (2019), y Emmanuel *et al*. (2021), quienes señalaron valores de 4.98 y 0.76 mg l^{-1}, respectivamente, y no presentan restricción alguna por cloruros; sin embargo, en dichos estudios no se indica sistema de cloración en los sistemas de almacenamiento de los SCALL.

Por otro lado, los estudios recientes de Lozano-Quiroz (2023) mencionan que la cloración en los SCALL de la CDMX se realiza de forma incorrecta debido a que hay poca claridad en la cloración, y las personas no ajustan la cantidad de pastillas de hipoclorito de sodio a los litros de agua de lluvia que se ha almacenado; tan solo del 10 al 14 % de las

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 309-363. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

personas conoce cuál es la frecuencia de hacer la cloración; por tanto, un manejo correcto de la cloración podría disminuir las concentraciones de cloruros y, por ende, de sodio en el agua de los SCALL, lo cual evidencia problemas en la desinfección en la zona urbana de Iztapalapa debido a que en las muestras recolectadas se obtuvieron valores de Na^{+} en un rango de 6.21 a 350.0 mg l^{-1} y de Cl^{-} en el rango de 7.7 a 306.0 mg l^{-1}.

Los iones K^{+}, Ca^{+2}, Mg^{2+}, SO_4^{2-} y NO_3^{-} se encuentran en bajas concentraciones en el agua de lluvia, por lo que no presentan restricciones para riego tanto en la zona rural como en la zona urbana; por otra parte, dichos iones son nutrimentos esenciales que pueden aprovechar las plantas de los huertos familiares (Andrade *et. al*., 1995) si se mantienen disponibles. Sin embargo, los iones Fe^{2+}, Mn^{2+}, Cu^{2+}, Zn^{+2} y B^{3+} se presentaron en concentraciones muy bajas. Rangel-González y Domínguez-Sánchez (2018) reportan concentraciones de 0.14 y 0.12 mg l^{-1} para Fe^{2+} y Mn^{2+}, respectivamente, y en este estudio fueron para Fe^{2+} de 0.1 mg l^{-1} en la zona rural y 0.25 mg l^{-1} en la zona urbana, y para Mn^{2+} de 0.001 mg l^{-1} en la zona rural y 0.002 mg l^{-1} en la zona urbana.

El análisis por tipo techo indica que los techos de concreto tienen un incremento significativo en las concentraciones de los iones Mg^{2+}, K^{+}, SO_4^{-} y NO_3^{-}, y por tanto aportan más cantidad de nutrimentos para las plantas de huertos familiares de la zona urbana, donde predominan los techos de concreto. Por el contrario, el aporte de los iones Ca^{2+}, B^{3+}, Fe^{2+}, Mn^{2+}, Cu^{2+} y Zn^{2+} no reflejó diferencias significativas entre zonas y tipos de techos.

Por el contrario, Emmanuel *et al.* (2021) reportan un incremento significativo de Zn^{2+} en techos de lámina corrugada de hierro respecto a techos de asbesto, aluminio y teja tipo Harvey, lo cual coincide con lo

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 309-363. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

reportado por Chizoruo y Onyekachi (2018); mientras que Klein-Garavito (2015) encontró que las láminas de zinc, acero galvanizado o metales galvanizados son las más adecuadas para la recolección de agua lluvia de alta calidad, gracias a su baja rugosidad, que facilita el escurrimiento y la limpieza del techo en el primer lavado.

Sin embargo, también se tiene que considerar que el transporte de materia seca acumulada en la superficie de los techos del periodo de secas anterior y de partículas acumuladas debido al desgaste del material de los techos de captación, además del polvo y niebla en suspensión, excrementos de aves y otros residuos, son causa de incrementos en los valores de los parámetros de la calidad de agua de lluvia proveniente de los SCALL (Emmanuel *et al*., 2021).

Conclusiones

El agua de lluvia de los sistemas de captación de agua de lluvia de la zona rural (ejido de Almoloya, Hidalgo) y de la zona urbana (Iztapalapa, CDMX) son viables para riego en huertos familiares. Sin embargo, el estudio comparativo mostró que la calidad del agua de lluvia de la zona urbana presentó incrementos significativos en la CE, RAS, y de los iones Mg^{2+}, K^{+} y SO_4^{-}, y se encontraron muy altas concentraciones de HCO_3^{-}, Na^{+} y Cl^{-}. Estas diferencias evidencian que el agua de lluvia en el área urbana de Iztapalapa presentó mayores niveles de sales disueltas en comparación con la zona rural en el ejido de Almoloya. El tipo de techo del área de captación y el tratamiento de desinfección mediante pastillas de hipoclorito de sodio son la causa probable de dichos incrementos. Para que el agua de lluvia de los SCALL urbanos de Iztapalapa, CDMX, sea recomendable para riego, es necesario llevar a cabo algunos ajustes

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 309-363. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-08

simples y prácticos, como cambio de suelo, adición de compost y no hacer riegos por aspersión a las plantas, para evitar problemas con el pH ligeramente alcalino y la concentración de bicarbonatos, además de tener un mejor manejo de la desinfección con pastillas de hipoclorito de sodio, que son las causantes de altos valores de los iones sodio y cloro, que pueden afectar suelos y plantas de los huertos familiares.

Por lo anterior, cuando se realicen análisis de calidad de agua con enfoque de riego en huertos familiares es recomendable poner especial atención a los parámetros de la CE, pH y RAS, y la concentración de los iones Na^+, Cl^- y HCO_3^-, sobre todo cuando los SCALL tengan áreas de captación con techos de concreto y se desinfecte el agua almacenada. Es factible mencionar que la zona rural de Almoloya, Hidalgo, presenta mejores características de calidad de agua debido a que los techos de captación son principalmente de lámina lisa galvanizada y su filtro no incluye la cloración del agua, y solo se requerirá monitorear el pH del agua de lluvia de los SCALL de la zona debido a su ligera alcalinidad.

Referencias

Alcántara-Nieves, N., & Larroa-Torres, R. M. (2022). La multifuncionalidad de los huertos urbanos en la Ciudad de México. *Espiral (Guadalajara)*, *29*(83), 187-229. https://doi.org/10.32870/eees.v29i83.7235

Andrade, G. D. C., Da Silva, H. D., Ferreira, C. A., Bellote, A. F. J., & Moro, L. (1995). Contribución del agua de lluvia en la oferta de nutrientes minerales para *Eucalyptus grandis*. *Bosque*, *16*(1), 47-51. https://doi.org/10.4206/bosque.1995.v16n1-04

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Amat, R. J. (2016). *T-test*. *Ciencia de datos*. https://cienciadedatos.net/documentos/12_t-test

Amat, R. J. (2017). *Test de Wilcoxon Mann-Whitney como alternativa al t-test*. *Ciencia de Datos*. https://cienciadedatos.net/documentos/17_mann%E2%80%93whitney_u_test

Amos, C. C., Rahman, A., Karim, F., & Gathenya, J. M. (2018). A scoping review of roof harvested rainwater usage in urban agriculture: Australia and Kenya in focus. *Journal of Cleaner Production*, *202*, 174-190. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.108

Aparicio, V. C., Barbacone, A., & Costa, J. L. (2014). Impacto de la calidad de agua para riego suplementario en las propiedades químicas de suelos de regiones húmedas-subhúmedas. *Ciencia del Suelo*, *32*(1), 95-104. https://www.ojs.suelos.org.ar/index.php/cds/article/view/53

Ayers, R. S., & Westcot, D. W. (1994). *Water quality for agriculture*. Food and Agriculture-Organization of the United Nations. https://www.fao.org/4/t0234e/t0234e00.htm

Beirne, M., Bronzi, O., Quiros, M., Silverman, J., Tendulkar, S., & Kosinski, K. (2021). Rainwater harvesting systems in urban areas and the potential value of incorporating community engagement. *The Columbia University Journal of Global Health*, *11*(2). https://doi.org/10.52214/cujgh.v11i2.8081

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Boelee, E., Yohannes, M., Poda, J. N., McCartney, M., Cecchi, P., Kibret, S., Hagos, F., & Laamrani, H. (2013). Options for water storage and rainwater harvesting to improve health and resilience against climate change in Africa. *Regional Environmental Change*, *13*(3), 509-519. https://doi.org/10.1007/s10113-012-0287-4

Baird, C., & Cann, M. (2014). *Química ambiental* (2a ed.). Reverté. https://api.pageplace.de/preview/DT0400.9788429194258_A39654026/preview-9788429194258_A39654026.pdf

Bonet-Pérez, C., & Ricardo-Calzadilla, M. P. (2011). Calidad del agua de riego y su posible efecto en los rendimientos agrícolas en la Empresa de Cultivos Varios Sierra de Cubitas. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias*, *20*(3), 19-23. http://scielo.sld.cu/scielo.php?pid=S2071-00542011000300003&script=sci_arttext

Cano-Contreras, E. J. (2015). Huertos familiares: un camino hacia la soberanía alimentaria. *Revista Pueblos y Fronteras Digital*, *10*(20), 70-91. https://doi.org/10.22201/cimsur.18704115e.2015.20.33

Campisano, A., Butler, D., Ward, S., Burns, M. J., Friedler, E., DeBusk, K., Fisher-Jeffes, L. N., Ghisi, E., Rahman, A., Furumai, H., & Han, M. (2017). Urban rainwater harvesting systems: Research, implementation and future perspectives. *Water Research*, *115*, 195-209. https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.02.056

Castellanos, J. Z. (2000). *Guía para la interpretación del análisis de suelo y agua*. Instituto para la Innovación Tecnológica en Agricultura. https://www.academia.edu/10896916/Guia_de_interpretacoin_de_analisis_de_suelos_y_aguas_Final

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Castellón-Gómez, J. J., Bernal-Muñoz, R., & Hernández-Rodríguez, M. D. L. (2015). Calidad del agua para riego en la agricultura protegida en Tlaxcala. *Ingeniería*, *19*(1), 39-50. https://www.revista.ingenieria.uady.mx/ojs/index.php/ingenieria/article/view/13

Chizoruo, I. F., & Onyekachi, I. B. (2016). Roof runoff water as source of pollution: a case study of some selected roofs in Orlu metropolis, Imo State, Nigeria. *International Letters of Natural Sciences*, *50*, 53-61. https://doi.org/10.56431/p-0ji17u

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2016). *Lineamientos técnicos: sistema de captación de agua de lluvia con fines de abasto de agua potable a nivel vivienda*. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/152776/LINEAMIENTOS_CAPTACI_N_PLUVIAL.pdf

Cuellar-Carrasco, E., Ortega-Escobar, M., Ramírez-Ayala, C., & Sánchez Bernal, E. I. (2015). Evaluación de la relación de adsorción de sodio de las aguas de la red hidrográfica del Valle del Mezquital, Hidalgo. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, *6*(5), 977-989. https://doi.org/10.29312/remexca.v6i5.592

Delegación Iztapalapa. (2011). *Atlas de riesgos naturales de la delegación Iztapalapa, México, D.F., 2011.* https://rmgir.proyectomesoamerica.org/PDFMunicipales/2011/vr_09007_AR_IZTAPALAPA.pdf

Despins, C., Farahbakhsh K., & Leidl, C. (2009). Assessment of rainwater quality from rainwater harvesting systems in Ontario, Canada. *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*, *58*(2), 117-134. https://doi.org/10.2166/aqua.2009.013

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Díaz-Ibarra, M. A., Muy-Rangel, M. D., Rubio-Carrasco, W., & Ramos-Félix, E. (2014). Monitoreo del pH del agua de lluvia para la ciudad de Culiacán, Sinaloa. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, *10*(1), 23-31. https://revista.itson.edu.mx/index.php/rlrn/article/view/229

Dile, Y. T., Karlberg, L., Temesgen, M., & Rockström, J. (2013). The role of water harvesting to achieve sustainable agricultural intensification and resilience against water related shocks in sub-Saharan Africa. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *181*, 69-79. https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.014

DOF, Diario Oficial de la Federación. (1992). *DOF:06/11/1992. Acuerdo por el que se determina como zona especial de desarrollo controlado a la colonia "San Miguel Teotongo" delegación Iztapalapa; y se aprueba su normatividad*. https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4697186&fecha=06/11/1992#gsc.tab=0

Emmanuel, U., Samuel, K., & Ugona, U. (2021). Assessment of the suitability of urban residential roof catchments for rainwater capturing in Umuahia, southeastern Nigeria. *Jordan Journal of Earth and Environmental Sciences*, *12*(1), 22-35. https://jjees.hu.edu.jo/files/Vol12No1/JJEES_Vol_12_No_1_LQ.pdf

Fernández, H. A., Salazar-Moreno, R., Fitz-Rodríguez, E., López-Cruz, I. L., Schmidt, U., & Dannehl, D. (2023). Rendimientos y eficiencia en el uso del agua de lechuga y tomate cherry en jardines urbanos. *Tecnología y ciencias del agua*, *14*(5), 220-256. https://doi.org/10.24850/j-tyca-14-05-05

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

García, O. A. (2012). Criterios modernos para evaluación de la calidad del agua para riego. Primera parte. *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica*, *6*, 27-36. https://es.scribd.com/document/356302460/Criterios-Modernos-Para-Evaluacion-de-La-Calidad-El-Agua-Para-Riego

García-Ávila, F., Guanoquiza-Suárez, M., Guzmán-Galarza, J., Cabello-Torres, R., & Valdiviezo-Gonzales, L. (2023). Rainwater harvesting and storage systems for domestic supply: An overview of research for water scarcity management in rural areas. *Results in Engineering*, *18*, 101153. https://doi.org/10.1016/j.rineng.2023.101153

GEH, Gobierno del Estado de Hidalgo. (2011). *Enciclopedia de los municipios de Hidalgo. Almoloya*. Secretaría de Planeación, Desarrollo Regional y Metropolitano. http://docencia.uaeh.edu.mx/estudios-pertinencia/docs/hidalgo-municipios/Almoloya-Enciclopedia-De-Los-Municipios.pdf

Haque, M. S., & Rinkey, F. N. (2019). Rainwater quality assessment of different locations of Dhaka city. *International Journal of Science and Research (IJSR)*, *8*(2), 269-273. https://doi.org/10.21275/ART20194918

Huang, A., & Chang, F. J. (2021). Prospects for rooftop farming system dynamics: An action to stimulate water-energy-food nexus synergies toward green cities of tomorrow. *Sustainability*, *13*(16), 9042. https://doi.org/10.3390/su13169042

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Igbinosa, I. H., & Aighewi, I. T. (2017). Assessment of the physicochemical and heavy metal qualities of rooftop harvested rainwater in a rural community. *Global Challenges*, *1*(6), 1700011. https://doi.org/10.1002/gch2.201700011

Ímaz-Gispert, M., Armienta-Hernández, M. A., Lomnitz-Climent, E., & Torregrosa-Flores, M. F. (2018). Rainwater harvesting as a drinking water option for Mexico City. *Sustainability*, *10*(11), 3890. https://doi.org/10.3390/su10113890

INEGI, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. (1992). *Iztapalapa: Cuaderno de información básica delegacional*. https://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/historicos/920/702825921538/702825921538.pdf

INEGI, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. (2010). *Compendio de información geográfica municipal 2010. Almoloya, Hidalgo.* https://www.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos_geograficos/13/13007.pdf

Ingram, D. L. (2014). Understanding irrigation water test results and their implications on nursery and greenhouse crop management. *Agriculture and Natural Resources Publications*, 160. https://uknowledge.uky.edu/anr_reports/160

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Klein-Garavito, P. (2015). *Caracterización del primer lavado de escorrentía de aguas lluvias sobre diferentes tipos de techo ubicados dentro de la Universidad de los Andes* (trabajo de grado). Universidad de los Andes, Bogotá, Colombia. https://repositorio.uniandes.edu.co/server/api/core/bitstreams/e6414104-8c1f-48b1-80bf-0186d58f969a/content

Lepcha, R., Patra, S. K., Ray, R., Thapa, S., Baral, D., & Saha, S. (2024). Rooftop rainwater harvesting a solution to water scarcity: A review. *Groundwater for Sustainable Development*, *26*, 101305. https://doi.org/10.1016/j.gsd.2024.101305

LFD, Ley Federal de Derechos. (2024). *Disposiciones aplicables en materia de aguas nacionales y sus bienes públicos inherentes para el ejercicio fiscal 2024 (Artículo 224-V)*. Comisión Nacional del Agua. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/915768/Ley_Federal_de_Derechos_2024.pdf

Livhuwani, V., Eunice, U. J., & Edokpayi, J. N. (2025). Water quality assessment of rooftop harvested rainwater across different roof types in a semi-arid region of South Africa. *Water Environment Research*, *97*(1), e70007. https://doi.org/10.1002/wer.70007

Lozano-Quiroz, M. F (2023). *Factores que influyen en el mantenimiento óptimo del sistema de captación de agua de lluvia* (tesis de maestría). Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Ciudad de México, México. https://tesiunam.dgb.unam.mx/F?current_base=TES01&func=direct&doc_number=000835125

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Lu, Z. L., & Yuan, K. H. (2010). *Welch's t test.* En: Salkind. N. J. (ed.) *Encyclopedia of Research Design* (pp. 1620-1623). Sage Publications, Inc. https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3057.9607

Lupia, F., Baiocchi, V., Lelo, K., & Pulighe, G. (2017). Exploring rooftop rainwater harvesting potential for food production in urban areas. *Agriculture*, *7*(6), 46. https://doi.org/10.3390/agriculture7060046

Mendez, C. B., Bae, S., Chambers, B., Fakhreddine, S., Gloyna, T., Keithley, S., Untung, L., Barrett, M. E., Kinney, K, & Kirisits, M. J. (2011). *Effect of roof material on water quality for rainwater harvesting systems – additional physical, chemical, and microbiological data.* Texas Water Development Board. https://islaurbana.org/wp-content/uploads/2022/10/pluvioteca-effect-root-material-water-quality-rainwater-harvesting-systems-2011.pdf

Nicholas, E. S., & Ukoha, P. O. (2023). Evaluation of the effect of different conventional roof types and industrial activity on harvested rainwater in Southern Nigeria. *Discover Water*, *3*(12). https://doi.org/10.1007/s43832-023-00036-y

R Core Team. (2025). R: A language and environment for statistical computing (Version 2023.12.1). R Foundation for Statistical Computing. https://www.r-project.org/

Rahman, S., Khan, M. T. R., Akib, S., Din, N. B. C., Biswas, S. K., & Shirazi, S. M. (2014). Sustainability of rainwater harvesting system in terms of water quality. *The Scientific World Journal*, *2014*(1), 721357. https://doi.org/10.1155/2014/721357

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Raimondi, A., Quinn, R., Abhijith, G. R., Becciu, G., & Ostfeld, A. (2023). Rainwater harvesting and treatment: State of the art and perspectives. *Water*, *15*(8), 1518. https://doi.org/10.3390/w15081518

Rangel-González, P. E., & Domínguez-Sánchez, T. A. (2018). Análisis de la calidad del agua en sistemas de captación en Ciudad de México. En: *Memorias del XXV Congreso Nacional de Hidráulica de la Asociación Mexicana de Hidráulica*. Colegio de Ingenieros Civiles de México, A. C., Ciudad de México, México. https://www.researchgate.net/publication/329363520

Sanyé-Mengual, E., Anguelovski, I., Oliver-Solà, J., Montero, J. I., & Rieradevall, J. (2016). Resolving differing stakeholder perceptions of urban rooftop farming in Mediterranean cities: Promoting food production as a driver for innovative forms of urban agriculture. *Agriculture and Human Values*, *33*(1), 101-120. https://doi.org/10.1007/s10460-015-9594-y

Secofi, Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. (1980). *NMX-AA-003-1980. Aguas residuales—muestreo*. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166762/NMX-AA-003-1980.pdf

Sedema, Secretaría del Medio Ambiente. (2023). *Evaluación interna del programa cosecha de lluvia. Informe Anual del Ejercicio 2023.* https://www.sedema.cdmx.gob.mx/storage/app/media/CosechaDeLluvia/Evaluacion_interna_del_programa_social_Cosecha_de_Lluvia_2023.pdf

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Sedema, Secretaría del Medio Ambiente. (2024). Aviso por el cual se dan a conocer las reglas de operación del programa Cosecha de Lluvia 2024. *Gaceta Oficial de la Ciudad de México*, (1268), 27-77. https://data.consejeria.cdmx.gob.mx/portal_old/uploads/gacetas/dea27c1ecea48a1f475a28cd9c578271.pdf

SMN, Servicio Meteorológico Nacional. (2024). *Base de datos climatológica nacional: estadística mensual (datos actualizados a noviembre de 2024)*. https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/informacion-climatologica/informacion-estadistica-climatologica

Ssekyanzi, G., Ahmad, M. J., & Choi, K. S. (2024). Sustainable solutions for mitigating water scarcity in developing countries: A comprehensive review of innovative rainwater storage systems. *Water*, *16*(17), 2394. https://doi.org/10.3390/w16172394

Téllez-Quintanar, C., Mocva-Kurek, R. K., González-Correa, C., & Centeno-Álvarez, J. C. (2022). *¿Cómo hacer un Sistema de Captación de Agua de Lluvia (SCALL) en mi escuela?* Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. https://doi.org/10.24850/b-imta-2022-06

Torres-Hugues, R. (2019). La captación del agua de lluvia como solución en el pasado y el presente. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, *40*(2), 125-139. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1680-03382019000200125&lng=es&tlng=en

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Sánchez-Rojas, G., & Bravo-Cadena, J. (2021). Medio físico del estado de Hidalgo. En: Ramírez-Bautista, A., Sánchez-González, A., Sánchez-Rojas, G., & Cuevas-Cardona, C. (eds.) *Biodiversidad del estado de Hidalgo*. Tomo I (pp. 25-42). Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo-Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. https://doi.org/10.29057/books.32

UNAM, Universidad Nacional Autónoma de México. (2017). Sobreexplotación de mantos acuíferos en la CDMX, causa de fractura de tuberías y fugas de agua. *Boletín UNAM-DGCS*, *212*. https://www.dgcs.unam.mx/boletin/bdboletin/2017_212.html

Villavicencio, P. A., & Villablanca, F. A., (2010). Prevención de obstrucciones de emisores por causas químicas y biológicas. *Informativo INIA Ururi, 30*, 1-4. https://hdl.handle.net/20.500.14001/4401

Zdeb, M., Papciak, D., & Zamorska, J. (2018). An assessment of the quality and use of rainwater as the basis for sustainable water management in suburban areas. *E3S Web of Conferences*, *45*, 00111. https://doi.org/10.1051/e3sconf/20184500111

Zdeb, M., Zamorska, J., Papciak, D., & Słyś, D. (2020). The quality of rainwater collected from roofs and the possibility of its economic use. *Resources*, *9*(2), 12. https://doi.org/10.3390/resources9020012

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-09

Artículos

Evaluación de la calidad del agua mediante macroinvertebrados acuáticos y peces como bioindicadores en la quebrada San Francisco, cantón El Pangui, Zamora Chinchipe, Ecuador

Water quality assessment using aquatic macroinvertebrates and fish as bioindicators in the San Francisco stream, El Pangui canton, Zamora Chinchipe, Ecuador

Karen Flores-Oviedo[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-4073-8988

Marcos Calle-Morán[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-5470-0596

Carlos Montero-Ortiz[3], ORCID: https://orcid.org/0009-0002-9384-5354

Érika Jiménez-Calle[4], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-7088-2107

Katherine Visuma-Unkuch[5], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-0628-6690

Karina Jiménez-Jiménez[6], ORCID: https://orcid.org/0009-0009-2721-4272

Tangya Sisalima-Macas[7], ORCID: https://orcid.org/0009-0002-4525-7937

Carlos Sarango-Tandazo[8], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-0105-820X

Carlos Taday-Sánchez[9], ORCID: https://orcid.org/0009-0008-1376-2297

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Sandra Soria-Re[10], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-5480-0869

Mírela Cordero-Rosales[11], ORCID: https://orcid.org/0009-0007-6680-9557

Diana Castillo-Abad[12], ORCID: https://orcid.org/0009-0009-4477-3228

[1]Universidad Estatal Amazónica, Sede Académica El Pangui, Facultad de Ciencias de la Vida, Carrera de Biología, El Pangui, Zamora Chinchipe, Ecuador, floreskarenvo1995@gmail.com

[2]Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR), Unidad Guaymas, Guaymas, Sonora, México, marcalle02@gmail.com

[3]Universidad Estatal Amazónica, Matriz Puyo, Facultad de Ciencias de la Vida, Carrera de Biología, Puyo, Pastaza, Ecuador, c.monteroo@uea.edu.ec

[4]Universidad Estatal Amazónica, Sede Académica El Pangui, Facultad de Ciencias de la Vida, Carrera de Biología, El Pangui, Zamora Chinchipe, Ecuador, eri2000joc@gmail.com

[5]Universidad Estatal Amazónica, Sede Académica El Pangui, Facultad de Ciencias de la Vida, Carrera de Biología, El Pangui, Zamora Chinchipe, Ecuador, katherinevisuma74@gmail.com

[6]Universidad Estatal Amazónica, Sede Académica El Pangui, Facultad de Ciencias de la Vida, Carrera de Biología, El Pangui, Zamora Chinchipe, Ecuador, karinajuli9@gmail.com

[7]Universidad Técnica Particular de Loja, Colección de Macroinvertebrados, Loja, Ecuador, sisalimatangya@gmail.com

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

[8]Universidad Técnica Particular de Loja, Departamento de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Biodiversidad de Ecosistemas Tropicales (BIETROP), Loja, Ecuador, ksarango@gmail.com

[9]Universidad Estatal Amazónica, Sede Académica El Pangui, Facultad de Ciencias de la Vida, Carrera de Biología, El Pangui, Zamora Chinchipe, Ecuador, tadaycarlos11@gmail.com

[10]Universidad Estatal Amazónica, Sede Académica El Pangui, Facultad de Ciencias de la Vida, Carrera de Biología, El Pangui, Zamora Chinchipe, Ecuador, ssoria@uea.edu.ec

[11]Universidad Estatal Amazónica, Sede Académica El Pangui, Facultad de Ciencias de la Vida, Carrera de Biología, El Pangui, Zamora Chinchipe, Ecuador, mf.corderor@uea.edu.ec

[12]Universidad Estatal Amazónica, Sede Académica El Pangui, Facultad de Ciencias de la Vida, Carrera de Biología, El Pangui, Zamora Chinchipe, Ecuador, da.castilloa@uea.edu.ec

Autor para correspondencia: Marcos D. Calle-Morán, marcalle02@gmail.com

Resumen

Esta investigación analizó la calidad del agua en la quebrada San Francisco, cantón El Pangui, provincia de Zamora Chinchipe, evaluando los parámetros físicos, químicos y biológicos en dos zonas: la zona 1, como un área prístina, y la zona 2, con intervención antrópica, cada una subdividida en seis tramos de 30 m. Se emplearon macroinvertebrados acuáticos y peces como bioindicadores, determinando el índice de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Shannon (H’) para medir el grado de biodiversidad y el de Jaccard para la similitud. Asimismo, estas comunidades biológicas se utilizaron para evaluar la calidad de agua por medio de los índices de calidad de agua (ICA), el índice de *Ephemeroptera*, *Trichoptera*, *Plecoptera* (ETP) y el de *Biological Monitoring Working Party* (BMWP/Col). Se registraron 3 590 macroinvertebrados, distribuidos en nueve órdenes y 25 familias. La zona 1 presentó diversidad media (H’ = 2.27 bits), mientras que la de la zona 2 fue baja (H’ = 1.73 bits); la similitud entre ambos sitos fue moderada (I_J = 0.56). Con respecto a la ictiofauna, se recolectaron 15 individuos de tres especies. Asimismo, los índices de calidad de agua mostraron condiciones favorables en ambas zonas. La primera indicó valores de ICA = 81 %, ETP = 58 % y BMWP/Col. = 181; mientras que en la segunda fueron de ICA = 80 %, ETP = 73 %, BMWP/Col. = 122, clasificando dicho cuerpo de agua como bueno y limpio. Estos resultados sugieren que las dos zonas de la quebrada mantienen una calidad de agua adecuada y favorable para la biodiversidad local.

Palabras clave: calidad del agua, indicadores ambientales, biodiversidad, animales acuáticos, pez, río, Ecuador.

Abstract

This research analyzed water quality in the San Francisco stream, El Pangui canton, Zamora Chinchipe province, evaluating physical, chemical, and biological parameters in two zones: Zone 1, a pristine area, and Zone 2, an area with human intervention, each subdivided into six 30-meter sections. Aquatic macroinvertebrates and fishes were used as bioindicators, determining the Shannon index (H’) to measure the degree of the biodiversity and the Jaccard index for similarity. These biological

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

communities were also used to assess water quality using the Water Quality Index (WQI), the *Ephemeroptera*, *Trichoptera*, *Plecoptera* (ETP) index, and the Biological Monitoring Working Party (BMWP/Col) index. A total of 3 590 macroinvertebrates were recorded, distributed among 9 orders and 25 families. Zone 1 showed medium diversity (H' = 2.27 bits), while Zone 2 showed low diversity (H' = 1.73 bits). The similarity between the two areas was moderate (I_J = 0.56). Fifteen individuals of three species were collected from the fish fauna. Water quality indices showed favorable conditions in both areas. The first area showed values of ICA = 81 %, ETP = 58 %, and BMWP/Col. = 181, while the second area showed ICA = 80 %, ETP = 73 %, and BMWP/Col. = 122, classifying this water body as good and clean. These results suggest that both areas of the stream maintain adequate water quality, favorable for local biodiversity.

Keywords: water quality, environmental indicators, biodiversity, aquatic animals, fish, rivers, Ecuador.

Recibido: 13/10/2025

Aceptado: 12/02/2026

Publicado *ahead of print*: 04/03/2026

Versión final: 01/07/2026

Introducción

La calidad del agua hace referencia a las condiciones físicas, químicas y biológicas en las que se encuentra un cuerpo de agua en su estado natural, intervenido o después de ser alterado por actividades del hombre (Chang-Gómez, 2009). Esto sirve como indicador para evaluar la salud de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

los ecosistemas acuáticos y la disponibilidad de recursos hídricos (Marticorena-Castillo, 2021). Esto se debe a las propiedades fundamentales del agua, como el suministro de nutrientes, minerales y un comportamiento térmico único que lo hace responsable del sistema termorregulador de organismos (Carbajal-Azcona & González-Fernández, 2012). Por ello, es importante conocer el estado en que se encuentra, resaltando la necesidad de establecer parámetros y análisis estadísticos que permitan determinar las condiciones del agua (Pérez-López, 2016). Su conservación es fundamental para la salud humana, el ambiente, desarrollo económico y preservación de la vida acuática (Villena-Chávez, 2018).

Los ecosistemas acuáticos desempeñan un papel fundamental en la biodiversidad, pues proporcionan hábitats a una gran variedad de organismos que, en los últimos años, se han destacado por su importancia como bioindicadores claves para revelar las condiciones ecológicas de un ecosistema (Olarte-Durán & González-Suarez, 2017). La supervivencia de los organismos acuáticos depende de diversos factores, siendo los más esenciales los nutrientes, composición y calidad del agua (Pascual *et al*., 2021). En particular, los ecosistemas de agua dulce como ríos, quebradas y arroyos son altamente sensibles a modificaciones ambientales, por lo que es crucial evaluar sus condiciones con base en el análisis de diversos parámetros físicos, químicos y biológicos (Caputo-Galarce, 2020), entre los cuales destacan el pH, la turbidez, conductividad eléctrica, concentración de oxígeno disuelto, los niveles de metales y presencia de ciertos organismos bioindicadores (Lozada-López, 2023). Esto permite determinar los impactos en los ecosistemas acuáticos y el grado de contaminación, que han venido en aumento año tras año (Tekman *et al*., 2022).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 364-416. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-09

Ecuador es uno de los países con una gran diversidad de organismos tanto terrestres como acuáticos debido a que sus ríos se pueden agrupar en ríos más grandes que fluyen hacia el océano Pacífico y el río Amazonas (Vásconez *et al*., 2019). Sin embargo, también contiene aguas contaminadas, pues el 24 % de la población rural no cuenta o carece de acceso a instalaciones adecuadas para la eliminación de desechos, y el 38 % de los municipios del país no posee infraestructura para el tratamiento de aguas residuales, lo cual provoca que las aguas contaminadas vayan directamente a los ríos, arroyos, quebradas y océanos, afectando la supervivencia de la vida acuática y la salud pública (The Nature Conservancy, 2026).

Conocer el estado del agua de los ecosistemas lóticos y lenticos es fundamental, así como el uso de bioindicadores, que permiten evaluar y determinar su calidad y detectar cambios de la contaminación de los ecosistemas. Entre los bioindicadores más utilizados en los estudios de aguas continentales se encuentran bacterias, protozoos, fitoplancton, micrófitos, macroinvertebrados acuáticos y peces (Gobierno Autónomo Descentralizado de la Provincia de Orellana, 2018). Sin embargo, los macroinvertebrados bentónicos son considerados los más útiles debido a su tamaño visible (> 0.5 mm), y su presencia en cualquier tipo de materia orgánica e inorgánica (Hanson *et al*., 2010). Además, presentan vulnerabilidad a los cambios o alteraciones del agua, lo que permite determinar su estado de salud ambiental de manera más sencilla y efectiva (Arroyo & Encalada, 2009). Este hecho ha permitido desarrollar diversos índices de calidad de agua basados en la presencia y ausencia de dichos bioindicadores, como el índice del Grupo de Trabajo de Monitoreo Biológico (BMWP, por sus siglas en inglés) y el índice ETP (*Ephemeroptera*, *Trichoptera* y *Plecoptera*) (Buenaño *et al*., 2018).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 364-416. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-09

En los últimos años se han realizado numerosos estudios para evaluar la calidad del agua en distintas regiones del Ecuador, como en la Amazonía, por ejemplo, o en las provincias de Sucumbíos, Napo, Orellana, Pastaza, Morona Santiago y Zamora Chinchipe (Terneus *et al*., 2012; Olaya-Valdiviezo, 2013; Rodríguez-Badillo *et al*., 2016; Carrasco-Baquero *et al*., 2020; Pérez *et al*., 2021; Isizan-Calderón, 2023; Vásquez-Venegas *et al*., 2023; Ochoa-Tamay, 2024; Padilla-Calderón, 2024); en la sierra para las provincias de Carchi, Imbabura, Santo Domingo de los Tsáchilas, Pichincha, Cotopaxi, Tungurahua, Bolívar, Chimborazo, Cañar, Azuay y Loja (Arce-Moncada & Leiva-Calderón, 2009; Almeida-Betancourt, 2014; Monar *et al*., 2016; Pauta *et al*., 2019; Quinteros-Carabalí *et al*., 2019; Sanguil-Medina, 2022; Rodríguez-Ayala *et al*., 2022; Garrido-Membreño, 2023; García-Angulo & Moncayo-Molina, 2024; Moreno-Samaniego & Sagñay-Lema, 2024); y en las provincias de Esmeraldas, Manabí, Los Ríos, Guayas, Santa Elena y El Oro en la región de la Costa (Rodríguez, 2013; Baque-Mite *et al*., 2016; Cobos-Recalde, 2019; Loor-Vera, 2019; Ganchozo-Cedeño & Raju-Maddela, 2022; Álvarez-Pico & Sánchez-Arízaga, 2023; Franco-Suárez, 2023; Muicela-Palomeque, 2023).

La importancia de la quebrada San Francisco en la parroquia Pachicutza, cantón El Pangui, en la provincia de Zamora Chinchipe, se debe a que es utilizada para abastecer a la comunidad de El Padmi, cantón Yantzaza, en la misma provincia, y se emplea en actividades de agricultura y acuicultura. Sin embargo, no se conocen estudios realizados sobre la calidad del agua, de ahí que la información sea escasa a pesar del incremento de zonas agrícolas, pastoreo y urbanización; esto impide establecer medidas concretas de protección y uso sostenible del agua (Zari-Arévalo, 2014). Tal situación evidencia la necesidad urgente de realizar una evaluación de la calidad del agua en la quebrada San

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 364-416. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-09

Francisco, que permita identificar los principales contaminantes, determinar su origen y proponer estrategias para su conservación y manejo sostenible. Abordar esta problemática es crucial para garantizar la salud pública, la protección de los ecosistemas acuáticos y la sostenibilidad ambiental del cantón El Pangui.

En esta investigación, la hipótesis que se planteó fue que la calidad del agua en la zona prístina era diferente que la de la zona intervenida (influenciada por actividades antrópicas) en la quebrada San Francisco. Así, el objetivo de este trabajo fue evaluar la calidad del agua en dicha quebrada mediante parámetros físicos, químicos y biológicos en dos zonas: una intervenida por procesos de urbanización y otra natural, con el fin de diagnosticar su estado actual y conocer sus diferencias. El alcance de esta investigación consistió en ayudar a establecer una línea base de investigación para estudios que permitan un manejo adecuado para su manejo y conservación de las especies y ecosistemas.

Materiales y métodos

Área de estudio

Este estudio se realizó en la quebrada San Francisco (03° 42’ 44’’ S, 78° 38’ 01’’ W), ubicada en el barrio San Roque, perteneciente a la parroquia Pachicutza, cantón El Pangui, en Zamora Chinchipe (Figura 1). Esta área presenta ecosistemas húmedos tropicales con alta biodiversidad y una temperatura que varía entre los 20 y 24 °C. La quebrada forma parte de la cuenca del río Zamora y se caracteriza por su relieve irregular, contando con altitudes que fluctúan desde los 800 hasta los 1 200

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 364-416. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-09

m.s.n.m. (Gobierno Autónomo Descentralizado Municipal del cantón El Pangui, 2020).

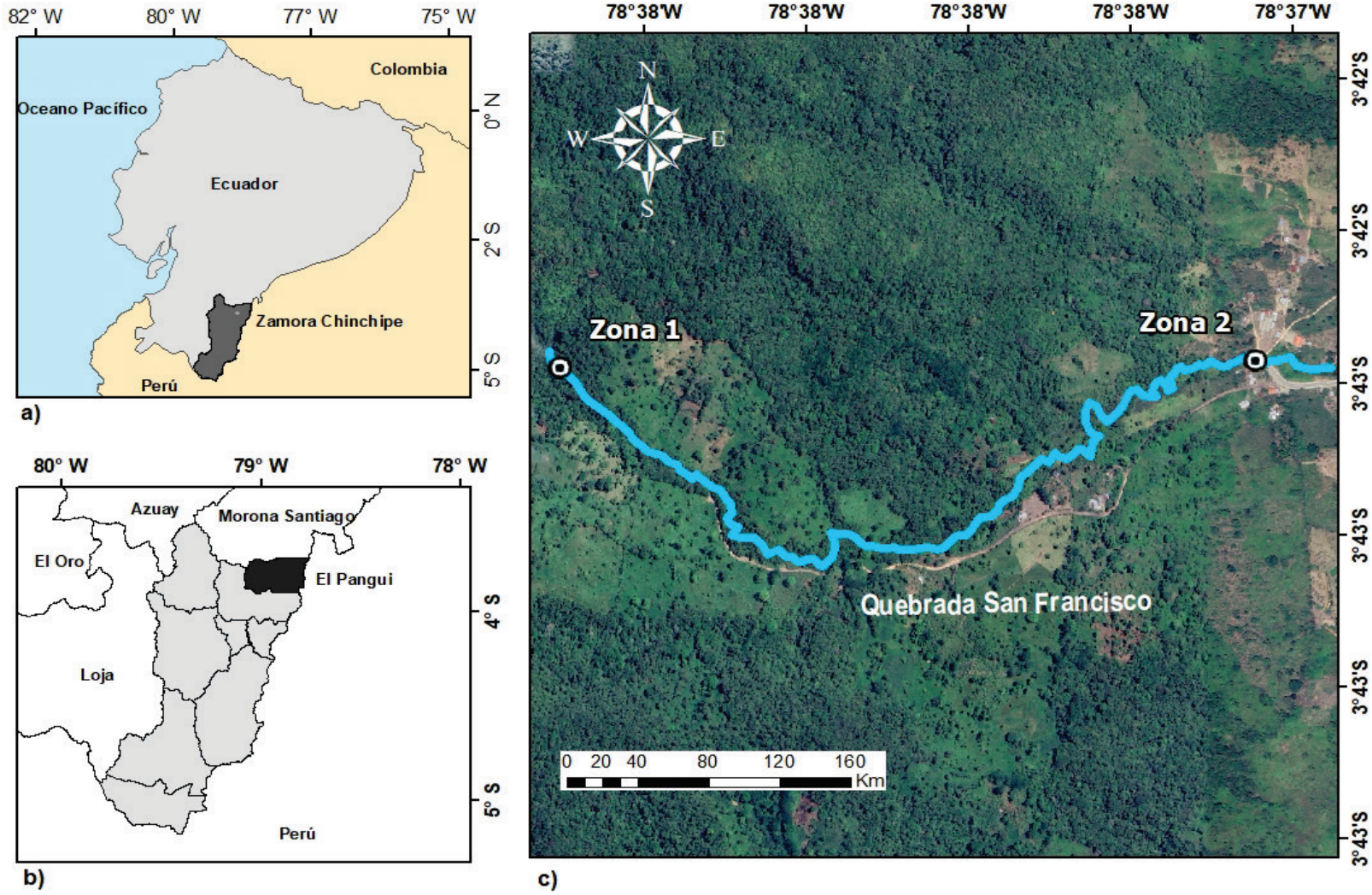


Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio de la microcuenca San Francisco en la parroquia Pachicutza: a) Provincia de Zamora Chinchipe en la Amazónica ecuatoriana; b) cantón El Pangui; c) sitios de muestreo en la quebrada San Francisco.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 364-416. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-09

La quebrada San Francisco es una microcuenca de mucha importancia, pues se emplea para el abastecimiento y consumo de agua para los pobladores de la zona y de El Padmi, por su cercanía con las limitaciones del cantón Yantzaza; además, su vegetación es diversa y abundante. El clima es cálido y húmedo, con precipitaciones anuales que varían entre 1 750 y 2 050 m.s.n.m.; presenta temperaturas estables, que van de 24 a 26 °C, y un régimen estacional de lluvias, de febrero a julio, con un periodo de mayor intensidad desde febrero hasta marzo; la estación seca va de agosto a enero (modificado de Loja-Lituma, 2011).

Para esta investigación se consideraron dos zonas de muestreo. La zona 1, que estaba cerca del nacimiento de la cuenca, con mínimas intervenciones antrópicas, presencia de arroyos que se conectan a la quebrada, rodeada de vegetación arbórea, muy próxima al estanque utilizado para la distribución de agua a los habitantes de la zona y las personas del barrio El Padmi, ubicada a 2 km del siguiente sitio de muestreo. La zona 2 se encuentra en la parte principal del barrio San Francisco, aquí se evidenciaron cultivos, casas y un puente por encima de la quebrada, poca vegetación arbórea y más áreas destinadas a la agricultura, residuos de basura, desechos de granjas porcícolas; el agua de esta zona está destinada al abastecimiento de varias granjas piscícolas y consumo para la ganadería.

Fase de campo

Para los muestreos en la quebrada, se realizó un muestro estratificado. Este diseño implicó dividir el área de estudio en sectores, para poder realizar análisis en diferentes áreas (Ñauñay-Quito, 2010). Los muestreos se efectuaron en un periodo de seis meses (abril-septiembre de 2024),

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 364-416. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-09

abarcando las épocas de lluvias y la seca, durante el cual se llevó a cabo la caracterización física, química y biológica de la quebrada. El periodo se eligió con base en la facilidad de acceso al sitio de estudio, luego de que pasó la época de máximas precipitaciones. Los transectos se realizaron en un área de 180 m de largo x 6 m de ancho, misma que fue subdividida en seis tramos de 30 m de largo cada una. En total, se muestreó un área de 1 080 m^2. Cada tramo fue muestreado en dos ocasiones distintas después de tres meses de haber tomado la primera muestra.

Parámetros físicos

Los parámetros físicos contemplados para este trabajo fueron el caudal del agua y la velocidad de corriente del agua. El caudal de la quebrada (Q) se estimó por medio de su volumen (m^3), por lo que se midió el largo, ancho y la profundidad promedio (m), así como el tiempo (s) en un sector específico del mismo. La fórmula empleada fue:

$$Q = \frac{volumen}{tiempo}$$

La velocidad del agua (V) se midió con el método de flotador, al ser un método sencillo y rápido para dicho fin (Chamorro, 2011). En cada muestreo se colocó un flotador (esfera de espumaflex) aguas abajo cada 30 m, cronometrando el tiempo que tardaba en recorrer esa distancia (m). Se utilizó la siguiente formula:

$$V = \frac{Distancia}{Tiempo}$$

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 364-416. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-09

Parámetros químicos

Las muestras de agua se recolectaron, una por cada zona, utilizando frascos de plástico y ámbar previamente esterilizados. Cada una de ellas se etiquetó y conservó en una hielera para su posterior traslado al laboratorio. Se analizaron ocho parámetros esenciales para garantizar y determinar el estado del cuerpo de agua: coliformes fecales, demanda bioquímica de oxígeno en cinco días, nitratos, fosfatos, oxígeno disuelto, sólidos disueltos totales y pH. Se analizaron en el Laboratorio de Análisis Químico de la Universidad Estatal Amazónica, en el Puyo, provincia de Pastaza, Ecuador.

Los parámetros físicos y químicos del agua se compararon con los criterios de calidad para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, estuarinas y marinas, planteados en las normas de calidad ambiental y de descargas de efluentes del Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica del Ecuador (MAATE, 2015).

Parámetros biológicos

- **Macroinvertebrados**: la recolección en ambas zonas se realizó con la toma de seis muestras, conformada por cinco réplicas. Los muestreos se llevaron a cabo en un horario similar entre las 8 y 10 a. m.; se hizo una búsqueda activa de 40 minutos utilizando la red tipo D, la cual está compuesta por un mango, un anillo de metal en forma de D y una malla de 500 µm. Esta red se colocó a contracorriente, aproximadamente a 1 m de la orilla por 2 min (Ramírez, 2010). Los muestreos fueron simultáneos bajo las

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 364-416. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-09

mismas condiciones climáticas. El sustrato recolectado se vertió en un recipiente para separar los organismos del resto de material con la ayuda de pinzas. Luego, se depositaron en frascos con alcohol etílico al 70 % para poder trasladarlos al laboratorio para su posterior identificación.

- **Peces**: para la captura de la ictiofauna se utilizó una trampa o red tipo sombrilla, estructura similar al de un paraguas, compuesto por varillas que forman una semiesfera cuando se abre. Está confeccionada por una malla fina, con un tamaño de ojo de entre 5 y 10 mm, y tiene seis orificios distribuidos en su estructura. Su funcionamiento se basa en colocarla en el fondo del río con el sebo en su interior por un día (Blacio, 2009). Las trampas se pusieron en cada uno de los tramos en las dos ocasiones en que se muestrearon los sitios. Los sebos empleados fueron pan y camarón eviscerado. Los peces capturados se colocaron en una hielera con hielo para su traslado e identificación en el laboratorio.

Fase de laboratorio

Identificación de macroinvertebrados acuáticos

El manejo de macroinvertebrados consistió en una limpieza y recambio de alcohol al 70 %. Los organismos se identificaron hasta nivel de familia con base en las guías y claves taxonómicas de Roldán-Pérez (1996), Domínguez y Fernández (2009), y González *et al*. (2019). Asimismo, se empleó un estereoscopio marca Zeiss. La base de datos se estructuró en una matriz organizada por órdenes y familias de macroinvertebrados acuáticos, así como por zonas y meses de muestreo.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 364-416. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-09

Identificación de peces

La identificación de peces fue de acuerdo con guías taxonómicas que incluyeron las de Nugra *et al*. (2018), Brandon (2019), y Jiménez-Prado y Valdiviezo-Rivera (2021). Su base de datos fue por orden, familia, género y especies; se colocó el número de individuos encontrados en cada zona.

Fase de análisis de datos

Abundancia de macroinvertebrados acuáticos y peces

La abundancia absoluta de macroinvertebrados acuáticos y peces se refiere al número total de individuos de una especie en un área determinada (modificado de Cruz-Flores *et al*., 2017). Para calcularla, se usó la siguiente ecuación:

$$N = \sum ni$$

Donde:

N = abundancia absoluta

ni = número de individuos de las especies en cada muestra

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 364-416. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-09

Análisis estadísticos

Con el fin de verificar si existían diferencias en la composición y abundancia de los macroinvertebrados acuáticos y peces, primero se comprobó si había normalidad de los datos con la prueba de Kolmogorov-Smirnov, la de Bartlett se utilizó para evaluar la homogeneidad de varianza (Rivera-Soler *et al*., 2022). Además, se empleó la prueba de Mann-Whitney, un equivalente no paramétrico del análisis de varianza (ANOVA), para comparar dos grupos independientes y determinar si existían diferencias significativas entre las zonas muestreadas (Ortega *et al*., 2021).

Los programas informáticos empleados fueron los siguientes: para la creación de mapas, el *ArcGis* v. 10.8 (ArcGIS Resources, 2024), *Minitab* v. 19.0, utilizado para el análisis estadístico como las pruebas significativas (TCM, 2022); los índices de diversidad de Shannon y similitud de Jaccard se calcularon por la matriz de abundancia de macroinvertebrados y peces, utilizando el *sofware Past* v. 4.03 (Hammer *et al*., 2001).

Índice de Shannon (H')

Este índice se considera para medir la biodiversidad específica de un ecosistema, ya que toma en cuenta tanto la riqueza de especies como la equidad en su distribución. Los valores que registra este índice van de 0 a 5, donde 0 indica una biodiversidad baja y 5 refleja una biodiversidad alta (Pérez *et al*., 2021). Su cálculo se hizo mediante la siguiente fórmula:

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 364-416. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-09

$$H' = -\sum_{i=1}^{S} pi * log_2\, pi$$

Donde:

pi = abundancia relativa

log_2 = logaritmo con base 2

La interpretación de los valores del índice de Shannon se basa en que los valores de 0.00 a 1.99 bits indican una biodiversidad baja; de 2.00 a 2.99 bits sugieren una biodiversidad moderada, y de 3.00 bits en adelante sostienen que es alta (Shannon & Weaver, 1949; Ferriol-Molina & Merle-Farinós, 2012).

Índice de Jaccard (I_J)

Es una medida estadística empleada para medir el grado de semejanza entre dos conjuntos. Este índice varía entre 0 y 1, donde 0 indica que no hay similitud entre dos comunidades y 1 indica similitud completa (Moreno, 2001). Se utilizó el siguiente algoritmo:

$$IJ = \frac{c}{a + b - c}$$

Donde:

a = especies presentes en la zona 1

b = especies de la zona 2

c = especies comunes en las dos zonas

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 364-416. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-09

Índice de calidad del agua (ICA)

Para la determinación del ICA se utilizaron algunas variables físico-químicas y se determinó con la siguiente ecuación:

$$ICA = \Sigma q_i * w_i$$

Donde:

q_i = subíndice del parámetro *i*

w_i = peso relativo o peso de importancia para el subíndice *i*

Este índice emplea un rango de valores porcentuales para su interpretación (Tabla 1).

Tabla 1. Escala de clasificación del índice de calidad del agua (ICA).

Rango (%)	Calidad del agua
85-100	No contaminada
70-84	Aceptable
50-69	Poco contaminada
25-49	Contaminada
0-24	Altamente contaminada

Fuente: Montoya *et al*. (1997).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 364-416. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-09

Índices *Ephemeroptera*, *Trichoptera*, *Plecoptera* (ETP) y del Grupo de Trabajo de Monitoreo Biológico (BMWP/Col.)

Para evaluar la calidad de agua se consideró la presencia y abundancia de macroinvertebrados según los índices ETP y BMWP (por sus siglas en inglés), adaptado para Colombia (Carrera-Reyes & Fierro-Peralbo, 2001; Roldán-Pérez, 2003). El índice ETP se calculó dividiendo la cantidad de individuos pertenecientes a los órdenes *Ephemeroptera, Trichoptera* y *Plecoptera* entre el total de individuos colectados, y luego se multiplicó por 100 %. Los valores más altos de este índice indican aguas más limpias y con mayor oxigenación según Carrera-Reyes y Fierro-Peralbo (2001) (Tabla 2).

Tabla 2. Rangos de criterios para la evaluación de la calidad biológica del agua, según el índice de *Ephemeroptera*, *Trichoptera* y *Plecoptera* (ETP).

Rangos de EPT (%)	Calidad del agua
75-100	Muy buena
50-74	Buena
25-49	Regular
0-24	Mala

Fuente: Carrera-Reyes y Fierro-Peralbo (2001).

El índice de BMWP/Col. se emplea para el seguimiento de la salud de ecosistemas dulceacuícolas lóticos, pues permite una evaluación rápida y acertada, ya que utiliza la presencia y abundancia de macroinvertebrados bentónicos hasta nivel de familia, como indicadores

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 364-416. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-09

del estado de un cuerpo de agua, basándose en su sensibilidad a la contaminación (Machado *et al*., 2018). En este índice da el valor de 1 a 10 a cada familia de acuerdo con su tolerancia a la contaminación (Roldán-Pérez, 2003) (Tabla 3). El valor de BMWP es el resultado de la suma total de los puntajes de la familia: un puntaje menor a 10 corresponde a una calidad del agua muy crítica, y puntajes iguales o mayores que 100 representan calidad del agua buena (Roldán-Pérez, 2003) (Tabla 4).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 364-416. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-09

Tabla 3. Valores del índice del Grupo de Trabajo de Monitoreo Biológico (BMWP/Col.) basados en la tolerancia de los macroinvertebrados acuáticos para evaluar la calidad biológica del agua.

Familias	Puntaje
Oligoneuriidae, *Perlidae*, *Polythoridae*, *Psephenidae*, *Ameletidae*, *Brachycentridae* y *Calamoceratidae*	10
Leptophlebiidae, *Philopotamidae*, *Polycentropodidae*, *Xiphocentronidae* y *Euthyplociidae*	9
Gerridae, *Hebridae*, *Helicopsychidae*, *Hydrobiidae*, *Leptoceridae*, *Lestidae*, *Palaemonidae* y *Gomphidae*	8
Baetidae, *Caenidae*, *Calopterygidae*, *Coenagrionidae*, *Corixidae*, *Dixidae* y *Dryopidae*	7
Aeshnidae, *Ancylidae*, *Corydalidae*, *Elmidae*, *Libellulidae*, *Limnichidae* y *Lutrochidae*	6
Belostomatidae, *Gelastocoridae*, *Hydropsychidae*, *Mesoveliidae*, *Nepidae*, *Planorbidae* y *Curculionidae*	5
Chrysomelidae, *Stratiomyidae*, *Haliplidae*, *Empididae*, *Dolichopodidae* y *Sphaeriidae*	4
Ceratopogonidae, *Glossiphoniidae*, *Cyclobdellidae*, *Hydrophilidae*, *Physidae*, *Tipulidae* y *Dytiscidae*	3
Culicidae, *Chironomidae*, *Muscidae* y *Sciomyzidae*	2
Tubificidae	1

Fuente: Roldán-Pérez (2003).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 364-416. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-09

Tabla 4. Clasificación de la calidad del agua y valores asignados según el índice BMWP/Col.

Clase	Calidad	BMWP/Col.	Significado	Color
I	Buena	101-120 y > 150	Aguas muy limpias	**Azul**
II	Aceptable	61-100	Aguas ligeramente contaminadas	**Verde**
III	Dudosa	36-60	Aguas moderadamente contaminadas	**Amarillo**
IV	Crítica	16-35	Aguas muy contaminadas	**Naranja**
V	Muy crítica	< 15	Aguas fuertemente contaminadas	**Rojo**

Fuente: Roldán-Pérez (2003).

Resultados

Parámetros físicos

Se determinó que ambas zonas presentaron una diferencia mínima en el caudal y velocidad del agua. La zona 1 registró un caudal de 0.5 m^3/s y velocidad de 0.4 m/s, mayores que los de la zona 2, donde se observaron caudales de 0.4 m^3/s y velocidad de 0.2 m/s.

Parámetros químicos

Con base en los parámetros químicos obtenidos de las dos zonas de muestreo, se constató que los valores del pH, demanda bioquímica de oxígeno, coliformes fecales, oxígeno disuelto y nitratos se encontraban dentro de los rangos admisibles según los criterios de la calidad para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, estuarinas y marinas del MAE (Tabla 5).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 364-416. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-09

Tabla 5. Valores de los parámetros químicos del agua del área de muestreo en la quebrada San Francisco en Pachicutza.

Parámetros	Unidad	Zona 1	Zona 2
Potencial de hidrógeno (pH)	pH	7.4	7.5
Sólidos disueltos totales (SDT)	mg/l	46.5	53.8
Turbidez	NTU	6.6	4.3
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)	mg/l	1.4	1.6
Nitratos	mg/l	0.6	0.6
Fosfato	mg/l	0.4	0.3
Coliformes fecales	(UFC)/100 ml	103	65
Oxígeno disuelto (OD)	mg/l	8.4	8.7
	%	99.6	106.1

Parámetros biológicos

Las pruebas estadísticas realizadas para macroinvertebrados indicaron una distribución no normal (p = 0.01), hubo igualdad de varianzas (p = 0.64) y no existieron diferencias significativas entre ambas zonas (p = 0.69). Para los peces se registró normalidad (p = 0.15), las varianzas fueron homocedásticas (p = 0.65) y tampoco se evidenciaron diferencias significativas entre los sitios estudiados (p = 0.90).

Comunidades de macroinvertebrados acuáticos

En la quebrada San Francisco se registraron 3 590 individuos, 25 familias y 9 órdenes de macroinvertebrados acuáticos. La zona de muestreo con

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 364-416. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-09

mayor abundancia fue la zona 2, con 2 029 organismos; mientras que en la zona 1 se registraron 1 561 especímenes. Las familias de macroinvertebrados acuáticos más abundantes fueron *Hydropsychidae* (*n* = 1 062), seguido de *Elmidae* (540) y *Perlidae* (425), las demás familias se encontraron en un rango menor a 400 organismos (Tabla 6, Figura 2).

Tabla 6. Macroinvertebrados acuáticos recolectados en ambas zonas de la quebrada San Francisco.

Órdenes	Familias	Zona 1	Zona 2
Acari	*Limnocharidae*	1	0
Coleoptera	*Elmidae*	393	147
	Curculionidae	1	0
	Dytiscidae	2	0
	Dryopidae	3	0
	Psephenidae	9	34
	Ptilodactylidae	100	174
Diptera	*Limoniidae*	13	34
	Tabanidae	7	2
Ephemeroptera	*Euthyplociidae*	27	0
	Leptophlebiidae	6	12
	Leptohyphidae	105	102
	Oligoneuriidae	173	0
Hemiptera	*Veliidae*	0	6
	Naucoridae	15	15
Megaloptera	*Corydalidae*	65	77

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 364-416. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-09

Órdenes	Familias	Zona 1	Zona 2
Odonata	*Gomphidae*	9	40
	Libellulidae	6	10
	Coenagrionidae	0	4
	Polythoridae	36	0
Plecoptera	*Perlidae*	198	227
Trichoptera	*Leptoceridae*	180	83
	Limnephilidae	2	0
	Calamoceratidae	15	0
	Hydropsychidae	195	1062
Número de individuos por zonas		**1 561**	**2 029**
Número total de macroinvertebrados acuáticos		**3 590**	

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 364-416. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-09

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

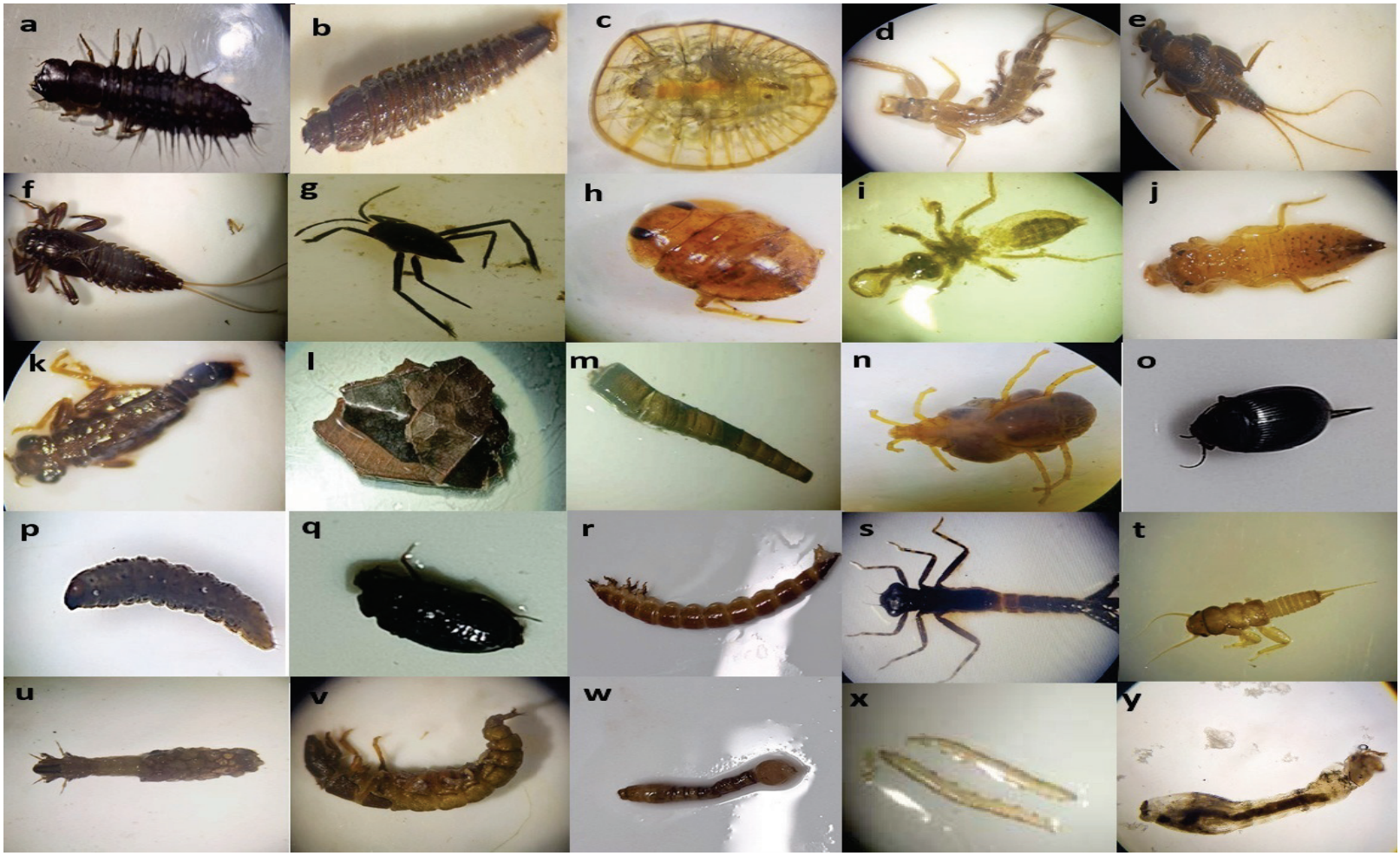


Figura 2. Familias de macroinvertebrados acuáticos hallados en la quebrada San Franscisco, El Pangui, provincia de Zamora Chinchipe. (a) *Corydalidae,* (b) *Elmidae,* (c) *Psephenidae,* (d) *Euthyplociidae,* (e) *Leptohyphidae,* (f) *Oligoneuriidae,* (g) *Veliidae,* (h) *Naucoridae,* (i) *Libellulidae,* (j) *Gomphidae,* (k) *Polythoridae,* (l) *Calamoceratidae,* (m) *Leptoceridae,* (n) *Limnocharidae,* (o) *Dytiscidae,* (p) *Curculionidae,* (q) *Dryopidae,* (r) *Ptilodactylidae,* (s) *Caenagrionidae,* (t) *Perlidae,* (u) *Limnephilidae,* (v) *Hydropsychidae,* (w,x) *Limoniidae,* (y) *Simuliidae*.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 364-416. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-09

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

Comunidades de peces

Dentro de los peces analizados (*n* = 15), se observó la dominancia del bagrecito, *Astroblepus cyclopus*, con un total de 11 individuos. Esta especie estuvo presente en ambas zonas de muestreo, pero con mayor predominancia en la zona 1, seguida de la guaija, *Lebiasina elongata*, con tres organismos y el corroncho, *Astroblepus mindoensis*, con un ejemplar (Figura 3).

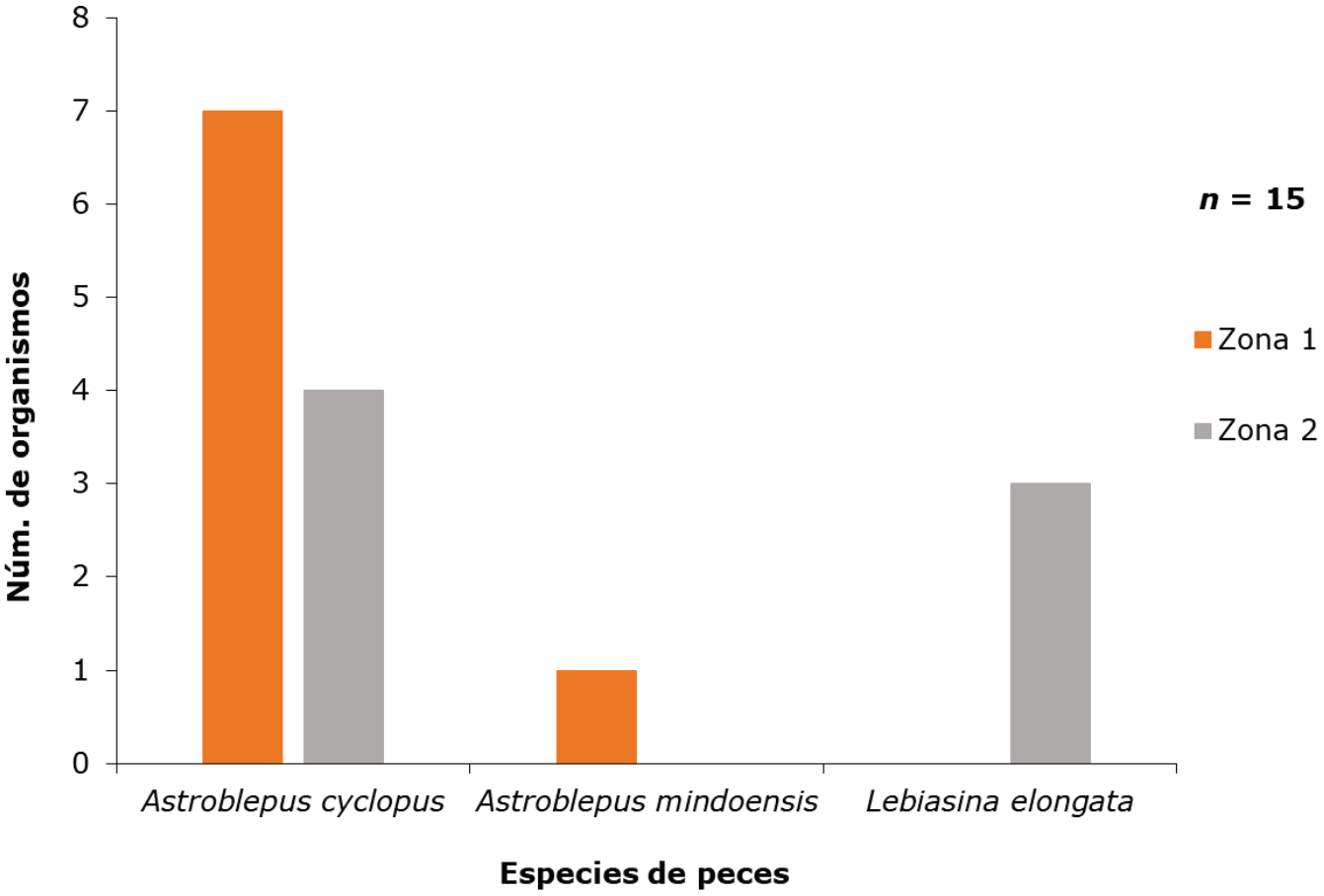


Figura 3. Abundancia de los peces colectados en las dos zonas de muestreo.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 364-416. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-09

Índice de Shannon

Para los macroinvertebrados acuáticos, el valor obtenido de la zona 1 fue de H' = 2.27 bits, lo que significa que cuenta con una biodiversidad media; por el contrario, la zona 2, al contar con un H' = 1.73 bits, se consideró con una biodiversidad baja. Mientras que, para los peces, las dos zonas, al contar con valores de H' = 0.38 bits (zona 1) y H' = 0.68 bits (zona 2), presentaron una biodiversidad baja.

Índice de Jaccard

La similitud encontrada para macroinvertebrados acuáticos entre las dos zonas de la quebrada san Francisco era de I_J = 0.56 (56 %), lo que representa una similitud media. Esto significa que alrededor de la mitad de las comunidades, en cuanto a la riqueza específica y abundancia, eran compartidas en ambos sitios. Para los peces entre la zona 1 y zona 2, el grado de similitud fue bajo, dado que su semejanza era del I_J = 0.33, equivalente al 33 %. Esto indica que solo un tercio de las comunidades eran compartidas entre las dos localidades.

Evaluación de la calidad de agua

La calidad del agua evaluada a través de los tres índices (Tabla 7) indicó que la zona 1 registró valores más altos en el índice ICA (81 %) y en el BWMP/Col. (181), que los de la zona 2; ello sugiere una calidad de agua aceptable y muy limpia, respectivamente. Sin embargo, con respecto al índice ETP, el de la zona 2 fue mayor (72 %) que el de la zona 1; a pesar de esto, ambos tuvieron una buena calidad de agua. No obstante, estas

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 364-416. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-09

pequeñas diferencias, ambas zonas se clasificaron en la categoría de agua muy limpia, de buena calidad y aceptables (Tabla 7).

Tabla 7. Análisis de la calidad de agua bajo los índices de calidad de agua (ICA); *Ephemeroptera, Trichoptera* y *Plecoptera* (ETP).

Índice	Zona 1	Zona 2	Interpretación
ICA	81 %	80 %	Aceptable
ETP	58 %	73 %	Buena
BWMP/Col.	181	122	Aguas muy limpias

Discusión

Parámetros físicos

Dentro de los parámetros físicos, las variaciones del caudal y velocidad de la corriente del agua indican que la zona 1 presentaba valores ligeramente superiores de caudal y velocidad con respecto a la zona 2. Este comportamiento puede estar relacionado con las características morfológicas del cauce, pues estudios en Hefei, China, afirman que la morfología de los ríos influye de manera significativa en el caudal y velocidad del flujo (Zhang *et al*., 2019). En este contexto, la zona 1 podría presentar una forma más regular, favoreciendo un flujo más eficiente. Por el contrario, la zona 2 podría estar influenciada por la presencia de parches de vegetación. De la misma manera, un estudio en Bushehr, Irán, explica que el flujo del arrastre y lo rugosidad generada por las plantas aumenta la resistencia hidráulica, al reducir la velocidad del agua y limitar el cauce (Naderi *et al*., 2022). Además, factores como la pendiente y

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 364-416. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-09

geometría del cuerpo hídrico influyen en la velocidad del flujo y el caudal transportado de acuerdo con las relaciones establecidas en la ecuación de Manning (Leopold & Maddock, 1953). Asimismo, no se descarta la intervención de otros factores, como condiciones climáticas, fenómenos temporales, aporte hídrico y sesgos instrumentales (Day *et al*., 2025). Por consiguiente, aunque las diferencias entre las zonas muestreadas son mínimas en el presente estudio, los resultados sugieren que la variabilidad en los límites del cauce, junto con la morfología del lecho, modifican el flujo del agua por medio de patrones hidrodinámicos (Brown & Pasternack, 2014). Además, es necesario considerar que los impactos del cambio de caudal se manifiestan en amplios grupos taxonómicos, como plantas ribereñas, invertebrados y peces (Bunn & Arthington, 2002).

Parámetros químicos

Los resultados obtenidos en las dos zonas de muestreo evidencian que, en general, la calidad del agua es buena, y cumple con los criterios del Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica de Ecuador para la protección de la vida acuática y silvestre (MAATE, 2015). Los valores de pH en ambas zonas reflejan condiciones químicas neutrales y estables, asociadas con la alcalinidad total (CAT), lo que concuerda con un estudio en Medea, Argelia, donde se menciona que una adecuada CAT mantiene el pH cercano a la neutralidad y regula las variaciones químicas (Tahraoui *et al*., 2025). Por otro lado, la baja concentración de sólidos disueltos totales y turbidez en las zonas de estudio sugieren una escasa presencia de partículas en suspensión, relacionada con cobertura vegetal de la cuenca, que actúa como barrera natural, y favorece la estabilidad fisicoquímica del agua. (Chapman *et al*., 1996; Wetzel, 2001; Allan,

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 364-416. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-09

2004). En cuanto a los valores de coliformes fecales (103 ml) de la zona 1, sugieren contaminación antrópica; mientras que la zona 2 está dentro de los límites permisibles (< 100 ml), según la normativa de calidad ambiental y descarga de efluentes al recurso agua (Nugra-Rocano *et al*., 2023). Ello se puede deber a que con el tiempo este factor puede disminuir por la variabilidad temporal, dilución y sedimentación (Ramos-Espinosa *et al*., 2007). En conjunto, los resultados de la presente investigación reflejan un sistema acuático con buena capacidad y esto ocurre por la capacidad natural de la autorregulación, donde los niveles de nutrientes y oxígeno permiten sostener la biota, aunque las ligeras variaciones en coliformes, nitritos y nitratos requieren monitoreo continuo para su futura gestión, como se observa en un estudio del río Nakdong, Corea del Sur (Seo *et al*., 2019).

Parámetros biológicos

Los macroinvertebrados acuáticos demostraron ser indicadores efectivos para evaluar la calidad del agua, siendo las familias *Hydropsychidae, Elmidae y Perlidae* las predominantes en ambas zonas. Su presencia resaltó la estabilidad del ecosistema, dado que ciertas especies tienen tolerancia moderada a la contaminación (Escobar-Gutiérrez & Montoya-Moreno, 2019). Asimismo, la abundancia de estas familias se atribuye, probablemente, a la capacidad de resistir bajos grados de contaminación; por ello se pueden encontrar en aguas limpias y poco contaminadas (Arroyo & Encalada, 2009). No obstante, desde una perspectiva ecológica, la composición y abundancia de macroinvertebrados acuáticos puede atribuirse a la disponibilidad de recursos alimenticios y microhábitats asociados con el tipo de sustrato y con la dinámica del flujo (Dávila-

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 364-416. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-09

Recinos *et al*., 2019). Estos factores, sumados a la coexistencia de sustratos rocosos, hojarasca y material orgánico fino, generan una alta heterogeneidad ambiental, lo que favorece el establecimiento de distintos grupos funcionales, como filtradores, raspadores y depredadores (Merritt *et al*., 2019). En este contexto, la dominancia de familias con tolerancia moderada halladas en el presente trabajo sugiere un escenario de perturbación leve, donde las condiciones ambientales no son lo suficientemente adversas como para excluir a los taxones sensibles, pero sí permiten una mayor proliferación de especies oportunistas. Asimismo, la conectividad entre tramos facilita la recolonización continua de macroinvertebrados acuáticos, reduciendo los efectos locales de la intervención humana (Resh *et al*., 1995). Por tanto, la estructura comunitaria observada refleja un equilibrio dinámico entre procesos naturales y presiones antrópicas de baja intensidad.

Los datos obtenidos mostraron que, dentro de las especies de peces analizados, *A. cyclopus* fue la especie dominante, con 11 de 15 individuos recolectados, presentes en ambas zonas del muestreo, pero con mayor abundancia en la zona 1. Tal dominancia puede explicarse por su adaptabilidad a las condiciones fisicoquímicas, como lo demuestra un estudio realizado en el río Quindío, Colombia, que menciona su habilidad de habituarse a distintas dietas, recursos y comportamientos, según las condiciones ambientales en que se encuentre la especie (Román-Valencia, 2001). No obstante, dado que la mayor abundancia de *A. cyclopus* se encuentra en la zona 1, sugiere que la especie busca ciertas características ecológicas, como velocidad de flujo, sustrato y disponibilidad de recursos (Villacís-Orozco, 2019). Por el contrario, la zona 2 es un área más concurrida, lo que implica un mayor grado de perturbación, como lo evidencian estudios realizados en otras provincias,

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 364-416. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-09

como Manabí, donde se encontró que los peces prefieren habitar zonas con menor alteración ambiental e impacto humano (Araújo *et al*., 2018). Esta especie de bagre se considera un bioindicador debido a su sensibilidad a contaminantes y la facilidad para evaluar efectos tóxicos acumulados en sus tejidos (Chovanec *et al*., 2003). Con base en lo expuesto anteriormente, estos resultados sugieren que las condiciones ambientales, como también las interacciones humanas, determinan en gran medida la estructura de las comunidades de peces en los sistemas acuáticos (Liu *et al*., 2025).

Evaluación de la calidad de agua

La evaluación de la calidad de agua en la quebrada san Francisco fue óptima y no presentó diferencias significativas entre la zona natural e intervenida, determinando en ambas áreas una buena calidad de agua. Esto se podría atribuir al proceso de autopurificación que se da a través de dilución y sedimentación, pues pueden reducir la concentración de contaminantes disueltos y suspender partículas, lo que permite que el grado de contaminación disminuya (Anawa & Chowdhury, 2020). Por otra parte, el estudio realizado en Puno, Perú, menciona que actividades urbanas pueden superar la capacidad natural de autodepuración del ecosistema fluvial, por lo que el deterioro del agua va a mantenerse estable o aumentar con el tiempo (Ticona-Ortega, 2025). Esto ha permitido destacar que, en la zona intervenida, los impactos antrópicos actuales no han superado la capacidad de carga del ecosistema, permitiendo que los procesos de autorregulación mantengan condiciones ambientales favorables (Bunn & Arthington, 2002). De la misma manera, de acuerdo a Greenpeace (2022), los ríos, quebradas y lagunas tienen la

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 364-416. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-09

capacidad natural de autodepuración y autorregeneración, lo cual significa que los ecosistemas acuáticos poseen mecanismos naturales que disminuyen las cargas contaminantes. No obstante, esta situación debe interpretarse con cautela, ya que incrementos futuros en el uso del suelo, descargas de residuos o extracción de agua podrían alterar el equilibrio observado. En ecosistemas lóticos tropicales, los cambios en la calidad del agua suelen manifestarse de forma gradual, siendo los organismos bioindicadores los primeros en responder a estas alteraciones (Bonada *et al*., 2006).

Conclusiones

La evaluación de calidad de agua en una zona intervenida y otra en condiciones naturales mediante el uso de bioindicadores (macroinvertebrados acuáticos y peces), y los índices de ICA, ETP y BMWP mostraron que ambas zonas presentaron agua limpia, en buen estado y apta para la supervivencia de diversas especies, a pesar de la intervención antrópica en la zona 2. La circulación continua del agua en la quebrada (sistema lotico) permite un recambio constante de las masas de agua, lo que evita la acumulación de contaminantes y permite mantener condiciones óptimas en su calidad.

Las comunidades de los macroinvertebrados acuáticos y peces no presentaron diferencias significativas entre ambas zonas; esto indicó una composición de organismos similar en ambos entornos. Ello sugiere que las actividades antrópicas de la zona 2 no han generado impactos suficientemente fuertes en las comunidades biológicas evaluadas, lo que refleja una capacidad de resiliencia del ecosistema frente a la intervención humana.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 364-416. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-09

A pesar de que la zona intervenida se encontraba expuesta a presiones derivadas de actividades como la agricultura, el asentamiento humano y ganadería, los resultados obtenidos demostraron que estos impactos no han generado, hasta el momento, un deterioro significativo de la calidad del agua. Esto sugiere una adecuada capacidad de resiliencia del ecosistema acuático local o un nivel de intervención aún moderado. Por otro lado, la zona natural mostró una estructura biológica acorde con ambientes de baja alteración y resalta su importancia para la conservación de la biodiversidad acuática en la región.

Agradecimientos

Los autores desean agradecer a las autoridades de la Universidad Estatal Amazónica, Sede Académica Zamora Chinchipe, por permitirnos el uso de los laboratorios para la identificación de los macroinvertebrados acuáticos. Asimismo, por el análisis de los parámetros químicos empleados en este trabajo. Esta investigación proviene del trabajo de titulación como requisito previo para la obtención del título profesional de bióloga de la primera autora, Karen Flores-Oviedo.

Referencias

Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 35*, 257-284. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Almeida-Betancourt, L. (2014). *Una revisión de la evaluación de la calidad de agua de los río de la provincia de Imbabura* (tesis de pregrado). Universidad Técnica Particular de Loja, Loja, Ecuador. https://dspace.utpl.edu.ec/bitstream/123456789/8370/1/Almeida_Betancourt_Lucio_Antonio.pdf

Álvarez-Pico, M., & Sánchez-Arízaga, W. (2023). Evaluación de la calidad de agua del río Casacay de la provincia de El Oro. *Acta Oceanográfica del Pacífico*, *5*(1), 1-10. https://actaoceanografica.inocar.mil.ec/index.php/raop/article/view/63

Anawa, H., & Chowdhury, R. (2020). Remediation of polluted river water by biological, chemical, ecological and engineering processes. *Sustainability*, *12*(17), 7017. https://doi.org/10.3390/su12177017

Araújo, C. V. M., Griffith, D. M., Vera-Vera, V., Vargas-Jentzsch, P., Cervera, L., Nieto-Ariza, B., Salvatierra, D., Erazo, S., Jaramillo, R., Ramos, L. A., Moreira-Santos, M., & Ribeiro, R. (2018). A novel approach to assessing environmental disturbance based on habitat selection by zebrafish as a model organism. *Science of the Total Environment*, *619-620*, 906-915. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.170

Arce-Moncada, M., & Leiva-Calderón, M. (2009). *Determinación de la calidad de agua de los ríos de la ciudad de Loja y diseños de líneas generales de acción para su recuperación y manejo* (tesis de pregrado). Universidad Técnica Particular de Loja, Loja, Ecuador. https://dspace.utpl.edu.ec/bitstream/123456789/474/3/Tesis%20Maria%20Fernanda%20Arce%20Moncada.pdf

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

ArcGIS Resources. (2024). *¿Qué es ArcGIS?* https://resources.arcgis.com/es/help/getting-started/articles/026n00000014000000.htm

Arroyo, C., & Encalada, A. (2009). Evaluación de la calidad de agua a través de macroinvertebrados acuáticos bentónicos e índices biológicos en ríos tropicales en el bosque de neblina montano. *ACI Avances en Ciencias e Ingenierías*, *1*(1). https://doi.org/10.18272/aci.v1i1.4

Baque-Mite, R., Simba-Ochoa, L., González-Osorio, B., Suatunce, P., Díaz-Ocampo, E., & Cadme-Arevalo, L. (2016). Calidad del agua destinada al consumo humano en un cantón de Ecuador. *Revista Ciencia UNEMI*, *9*(20), 109-117. https://doi.org/10.29076/issn.2528-7737vol9iss20.2016pp109-117p

Blacio, E. (2009). *Capítulo 2. Redes y aparejos. Taller naútico* [diapositiva PowerPoint]. Escuela Superior Politécnica del Litoral (ESPOL). https://www.dspace.espol.edu.ec/bitstream/123456789/6346/1/TNP%20Cap2A%20Redes.pdf

Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H., & Statzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, *51*, 495-523. https://doi.org/10.1146/annurev.ento.51.110104.151124

Brandon, L. (2019). *Fishes of the Nangaritza River Cordillera del Cóndor, Ecuador*. https://science.fieldmuseum.org/fieldguides/guides/guide/1064

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Brown, R. A., & Pasternack, G. B. (2014). Hydrologic and topographic variability modulate channel change in mountain rivers. *Journal of Hydrology*, *510*, 551-564. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.12.048

Buenaño, M., Vásquez, C., Zurita-Vásquez, H., Parra, G., & Pérez, R. (2018). Macroinvertebrados béntonicos como indicadores de calidad de agua en la cuenca de Pachanlica, provincia de Tungurahua, Ecuador. *Intropica*, *13*(2), 41-49. https://doi.org/10.21676/23897864.2405

Bunn, S. E., & Arthington, A. H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, *30*(4), 492-507. https://doi.org/10.1007/s00267-002-2737-0

Caputo-Galarce, L. (2020). *Protección de los ecosistemas acuáticos ante la presión de la crisis económica que viene*. Centro de Investigación Periodística. https://www.ciperchile.cl/2020/07/03/proteccion-de-los-ecosistemas-acuaticos-ante-la-presion-de-la-crisis-economica-que-viene/

Carbajal-Azcona, Á., & González-Fernández, M. (2012). Propiedades y funciones biológicas del agua. En: Vaquero, M. P., & Toxqui, L. (eds.). *Agua para la salud. Pasado, presente y futuro* (pp. 33-45). CSIC. https://www.ucm.es/data/cont/docs/458-2013-07-24-Carbajal-Gonzalez-2012-ISBN-978-84-00-09572-7.pdf

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Carrasco-Baquero, J., Caballero-Serrano, V., Cabrera-Hugo, J., Lema-Palaquibay, L., & Carrasco-López, D. (2020). Macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua en sitios de interés turístico de la provincia de Pastaza, Amazonía Ecuatoriana. *Polo del Conocimiento*, *5*(1), 858-879. https://polodelconocimiento.com/ojs/index.php/es/article/view/2021

Carrera-Reyes, C., & Fierro-Peralbo, K. (2001). *Manual de monitoreo: los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua.* EcoCiencia. https://ecociencia.org/manual-de-monitoreo-los-macroinvertebrados-acuaticos-como-indicadores-de-la-calidad-del-agua/

Chamorro, G. I. (2011). *Guía de hidrometría: estimación del caudal por el método de flotadores.* Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú. https://www.senamhi.gob.pe/usr/cdc/AFORO_X_FLOTADORES.pdf?fbclid=IwAR14oXNtNxN0q7_7VMARKzdfDDSyG80ihooFVTW9AKS6z44UdVtUMx56ACw

Chang-Gómez, J. V. (2009). *Calidad del agua* [diapositiva de PowerPoint]. https://dspace.espol.edu.ec/bitstream/123456789/6145/2/Calidad%20de%20Agua%20Unidad%201%2C2%2C3.pdf

Chapman, D. V., World Health Organization, UNESCO, & United Nations Environment Programme. (1996). *Water quality assessments: A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring* (2nd ed.). E y FN Spon.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Chovanec, A., Hofer, R., & Schiemer, F. (2003). Fish as bioindicators. In: Markert, B. A., Breure, A. M., & Zechmeister, H. G. (eds.). *Bioindicators and biomonitors. Principles, concepts and applications* (pp. 639-676). Elsevier. https://doi.org/10.1016/S0927-5215(03)80148-0

Cobos-Recalde, L. (2019). *Evaluación de calidad de agua en el punto de captación de agua potable del río Lelia, cantón Santo Domingo* (tesis de pregrado). Universidad Politécnica Salesiana, Quito, Ecuador. https://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/16709

Cruz-Flores, D. D., Martínez-Borrego, D., Fontenla, J. L., & Mancina, C. A. (2017). Inventarios y estimaciones de la biodiversidad. En: Mancina, C. A., & Cruz, D. D. (eds.). *Diversidad biológica de Cuba: métodos de inventario, monitoreo y colecciones biológicas* (pp. 24-63). Editorial AMA.

Dávila-Recinos, G., Ortiz, J. R., & Reyes-Morales, F. (2019). Efecto del microhábitat sobre la abundancia y riqueza específica de los macroinvertebrados bentónicos en dos ríos tropicales de montaña, Guatemala. *Ciencia, Tecnología y Salud*, *6*(1), 7-21. https://doi.org/10.36829/63CTS.v6i1.657

Day, N. K., Longley, P. C., Wise, D. R., & McDonnell, M. (2025). Effects of climate on temporal variability in streamflow and salinity in the Upper Colorado River Basin. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, *61*, 102672. https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2025.102672

Domínguez, E., & Fernández, H. R. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y Biología.* Fundación Miguel Lillo.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Escobar-Gutiérrez, A., & Montoya-Moreno, Y. (2019). Los macroinvertebrados acuáticos y la calidad biológica del agua en una quebrada andina Antioquia-Colombia. *Revista Politécnica*, *15*(29), 65-81. https://doi.org/10.33571/rpolitec.v15n29a6

Ferriol-Molina, M., & Merle-Farinós, H. B. (2012). *Los componentes alfa, beta y gamma de la biodiversidad. Aplicación al estudio de comunidades vegetales*. Universidad Politécnica de Valencia. https://riunet.upv.es/bitstreams/9553ac39-8526-488f-b4b7-d5d1ca4abce9/download

Franco-Suárez, J. (2023). *Evaluación de la calidad de agua de uso doméstico en la parroquia Baba provincia de Los Ríos* (tesis de pregrado). Universidad Agraria del Ecuador, Guayaquil, Ecuador. https://cia.uagraria.edu.ec/Archivos/FRANCO%20SU%C3%81REZ%20JEAN%20CARLOS.pdf

Ganchozo-Cedeño, D., & Raju-Maddela, N. (2022). Evaluación de calidad del agua de los ríos Canuto y Carrizal en época seca, Manabí, Ecuador. *Polo del Conocimiento, 7*(9). https://polodelconocimiento.com/ojs/index.php/es/article/view/4589

García-Angulo, A., & Moncayo-Molina, L. (2024). *Análisis estadístico multivariado en la evaluación de la calidad del agua de los ríos de la ciudad de Cañar, Ecuador* (tesis de posgrado). Escuela Superior Politécnica del Litoral, Guayaquil, Ecuador. https://www.dspace.espol.edu.ec/handle/123456789/62040

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Garrido-Membreño, J. (2023). *Evaluación de la calidad del agua de la microcuenca del río Chinambí, provincia del Carchi, Ecuador* (tesis de pregrado). Escuela Agrícola Panamericana Zamorano, Tegucigalpa, Honduras. https://bdigital.zamorano.edu/server/api/core/bitstreams/70c4e39d-69af-4e10-9ea0-00e1c2b11042/content

Gobierno Autónomo Descentralizado de la Provincia de Orellana. (2018). *Manual de monitoreo comunitario de la calidad del agua con bioindicadores* [archivo PDF]. Prefectura de Orellana. https://esf-cat.org/wp-content/uploads/2018/04/BIO.pdf

Gobierno Autónomo Descentralizado Municipal del cantón El Pangui. (2020). *Actualización del plan de desarrollo y ordenamiento territorial y formulación del plan del uso y gestión de suelos PUGS del cantón El Pangui*. Alcaldía de El Pangui. https://elpangui.gob.ec/wp-content/uploads/2022/08/PDOT-EL-PANGUI-FINAL-1.pdf

González, H., Crespo, E. A., & Hampel, H. (2019). *Guía rápida para la identificación de macroinvertebrados de los ríos altoandinos del cantón Cuenca.* Alcaldía de Cuenca. https://geo.etapa.net.ec/monitoreoecohidrologico/files/docs/GUIA%20MACROINVERTEBRADOS.pdf

Greenpeace. (2022). Amenaza invisible: la contaminación del agua por nitrato. https://es.greenpeace.org/es/wp-content/uploads/sites/3/2022/05/informe-aguas-LR.pdf

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Hammer, O., Harper, D., & Ryan, P. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Paleontología Electrónica*, 4(1), Artículo 4. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm

Hanson, P., Springer, S., & Ramírez, A. (2010). Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos. *Revista de Biología Tropical*, *58*(S4), 3-37. https://doi.org/10.15517/rbt.v58i4.20080

Isizan-Calderon, R. (2023). *Evaluación de la calidad del agua de la planta modular compacta de agua potable parroquia El Dorado en la provincia de Orellana por medio de los índices de calidad del agua* (tesis de pregrado). Escuela Superior Politécnica de Chimborazo Sede Orellana, El Coca, Ecuador. https://dspace.espoch.edu.ec/items/4eca3ad1-373e-437e-a4d6-6a47373ffce7

Jiménez-Prado, P., & Valdiviezo-Rivera, J. (2021). *Biodiversidad de peces en el Ecuador (Serie Especial de Ictiología Ecuatoriana I).* Red Ecuatoriana de ictiología, Pontificada Universidad Católica del Ecuador Sede Esmeraldas, Universidad Tecnológica Indoamérica, Instituo Nacional de Biodiversidad. http://inabio.biodiversidad.gob.ec/wp-content/uploads/2021/06/LIBRO-DIVERSIDAD-DE-PECES-EN-ECUADOR121_compressed.pdf

Leopold, L. B., & Maddock, T. (1953). *The hydraulic geometry of stream channels and some physiographic implications* (U.S. Geological Survey Professional Paper 252). U.S. Government Printing Office. https://doi.org/10.3133/pp252

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Liu, J., Xiong, S., Li, P., Liu, Y., Wang, Y., Liu, K., & Wang, J. (2025). Fish community structure and diversity in the Ningxia section of the main stream of the Yellow River in China. *PeerJ*, *13*, e20228. https://doi.org/10.7717/peerj.20228

Loja-Lituma, M. (2011). *Estudio hidrológico, diseño del alcantarillado pluvial y corrección hidrológica de las quebradas que atraviesan la cabecera parroquial de Pachicutza, cantón El Pangui* (tesis de pregrado). Universidad Técnica Particular de Loja, Loja, Ecuador. https://dspace.utpl.edu.ec/bitstream/123456789/678/3/UTPL_Loja_Lituma_Maricela_Andreina_628X508.pdf

Loor-Vera, R. (2019). *Evaluación de la calidad del agua del estero La Caracas, cantón El Empalme, provincia del Guayas* (tesis de pregrado). Universidad Técnica Estatal de Quevedo, Quevedo, Ecuador. https://repositorio.uteq.edu.ec/server/api/core/bitstreams/abbd1b03-f7f1-4486-b9e1-eda7d2500b27/content

Lozada-López, J. (2023). *Estudio de los criterios fisicoquímicos, microbiológicos y metales pesados en agua para consumo humano en la comunidad de Misquilli, en la parroquia de Santa Rosa, provincia de Tungurahua* (tesis de pregrado). Universidad Técnica de Ambato, Ambato, Ecuador. https://repositorio.uta.edu.ec/server/api/core/bitstreams/60dd6f94-3cda-4892-915d-0c31f43ec1da/content

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

MAATE, Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica. (2015). *Acuerdo Ministerial N.º 097-A: Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes: recurso agua* (Anexo 1, Libro VI, Texto Unificado de Legislación Ambiental Secundaria). https://faolex.fao.org/docs/pdf/ecu112180.pdf

Machado, V., Granda, R., & Endara, A. Análisis de macroinvertebrados bentónicos e índices biológicos para evaluar la calidad del agua del río Sardinas, Chocó Andino Ecuatoriano. *Enfoque UTE*, 9(4), 154-167. https://doi.org/10.29019/enfoqueute.v9n4.369

Marticorena-Castillo, B. (2021). *Calidad del agua: salud de los ecosistemas y salud humana*. Consejo Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación Tecnológica (Concytec).

Merritt, R. W., Cummins, K. W., & Berg, M. B. (2019). *An introduction to the aquatic insects of North America* (5th ed.). Kendall/Hunt Publishing.

Monar, N., González, M., Cruz, E., González, V., Chávez, L., Fierro, S., & Saltos, R. (2016). Calidad de agua de la microcuenca del río illangama cantón Guaranda, provincia Bolívar-Ecuador. *Revista de Investigación Talentos*, *3*(1), 42-51. https://talentos.ueb.edu.ec/index.php/talentos/article/view/68

Montoya, H. A., Contreras, C. S., & García, V. M. R. (1997). *Estudio integral de la calidad de agua en el estado de Jalisco.* Comisión Nacional del Agua.

Moreno, C. A. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. MyT–Manuales y Tesis SEA (Vol. 1). Sociedad Entomológica Aragonesa. http://entomologia.rediris.es/sea/manytes/metodos.pdf

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Moreno-Samaniego, M., & Sagñay-Lema, S. (2024). Calidad del agua en Airón, Chimborazo, Ecuador: análisis físico-químico y microbiológico para consumo humano, evaluación de impacto en salud pública. *CSSN Revista Científica Digital. La Ciencia al Servicio de la Salud y Nutrición*, *15*(1), 15-27. https://doi.org/10.47187/cssn.Vol15.Iss1.268

Muicela-Palomeque, J. I. (2023). *Análisis de la calidad de agua de tres playas: Ballenita, La Caleta y San Lorenzo, provincia de Santa Elena-Ecuador* (tesis de pregrado). Universidad Estatal Península de Santa Elena, La Libertad, Ecuador. https://repositorio.upse.edu.ec/items/e650ad32-a925-4c9d-8611-c2d1948432e3

Naderi, M., Afzalimehr, H., Dehghan, A., Darban, N., Nazari-Sharabian, M. y Karakouzian, M. (2022). Field study of three-parameter flow resistance model in rivers with vegetation patch. *Fluids*, *7*(8), 284. https://doi.org/10.3390/fluids7080284

Nugra, F., Abad, D. y Zárate, E. (2018). *Guía de Peces del Alto Nangaritza.* Universidad del Azuay. https://doi.org/10.33324/ceuazuay.37

Nugra-Rocano, W. M., Arias-Patiño, L. N., Torres-Segarra, S. M. y Baculima-Suárez, J. A. (2023). Análisis fisicoquímico y microbiológico del agua de riego en San Joaquín-Cuenca. *Revista Alfa,* *7*(20), 299–308. https://doi.org/10.33996/revistaalfa.v7i20.216

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Ñauñay-Quito, J. (2010). *Dotación real de agua potable en edificios de instituciones públicas de la ciudad de Quito, sector Centro-Norte, La Mariscal* (tesis de pregrado). Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador. https://bibdigital.epn.edu.ec/bitstream/15000/4588/1/CD-4209.pdf

Ochoa-Tamay, A. (2024). *Evaluación de la calidad del agua del río Zamora Huayco mediante modelación matemática* (tesis de pregrado). Universidad Nacional de Loja, Loja, Ecuador. https://dspace.unl.edu.ec/jspui/bitstream/123456789/28729/1/AndersonJordy_OchoaTamay.pdf

Olarte-Durán, A., & González-Suarez, D. (2017). Determinación del tratamiento y la calidad de agua utilizando macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores. *Dinámica Ambiental*, 2, 9-25. https://hdl.handle.net/10901/20320

Olaya-Valdiviezo, V. E. (2013). *Evaluación de la calidad de agua de la microcuenca Cayamatza del cantón el Pangui, a través del uso de bioindicadores* (tesis de pregrado). Universidad Nacional de Loja, Loja, Ecuador. https://dspace.unl.edu.ec/items/4e39577d-e80e-4261-92b3-048b524ed46e

Ortega, P., Ochoa, S., & Molina, A. (2021). Pruebas no paramétricas. *Evidencias en Pediatría*, *17*(37).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Padilla-Calderón, T. (2024). *Evaluación de la calidad de agua del río Sardinas de la parroquia Sardinas, ubicada en el cantón Chaco, provincia de Napo, mediante la identificación de macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores* (tesis de pregrado). Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, Riobamba, Ecuador. http://dspace.espoch.edu.ec/handle/123456789/23490

Pascual, M., Barral, M., Poca, M., Pessacg, N., García-Silva, L., Albariño, R., & Romeo, M. (2021). Ecosistemas acuáticos continentales y sus servicios: enfoques y escenarios de aplicación en el mundo real. *Ecología Austral*, *32*, 195-212. https://doi.org/10.25260/EA.22.32.1.1.1290

Pauta, G., Velasco, M., Gutiérrez, D., Vázquez, G., Rivera, S., Morales, O., & Abril, A. (2019). Evaluación de la calidad del agua de los ríos de la ciudad de Cuenca, Ecuador. *Maskana*, *10*(2), 76-88. https://doi.org/10.18537/mskn.10.02.08

Pérez, O., Méndez, P., & Cazorla, X. (2021). Diagnóstico de la calidad del agua del río Jurumbaino mediante macroinvertebrados como bioindicadores, Macas, Morona Santiago. *Polo del Conocimiento*, *6*(9), 259-281. https://polodelconocimiento.com/ojs/index.php/es/article/view/3024

Pérez-López, E. (2016). Control de calidad en aguas para consumo humano en la región occidental de Costa Rica. *Revista Tecnología en Marcha*, *29*(3). https://doi.org/10.18845/tm.v29i3.2884

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Quinteros-Carabalí, J., Gómez-García, J., Solano, M., Llumiquinga, G., Burgos, C., & Carrera-Villacrés, D. (2019). Evaluación de la calidad de agua para riego y aprovechamiento del recurso hídrico de la quebrada Togllahuayco. *Siembra*, *6*(2), 46-57. https://doi.org/10.29166/siembra.v6i2.1641

Ramírez, A. (2010). Métodos de recolección. *Revista de Biología Tropical*, *58*(4), 41-50. https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442010000800002

Ramos-Espinosa, M., Rodríguez-Sánchez, L., & Martínez-Cruz, P. (2007). Uso de macrofitas acuáticas en el tratamiento de aguas para el cultivo de maíz y sorgo. *Hidrobiológica*, *17(1),* 7-15. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-88972007000400002

Resh, V. H., Norris, R. H., & Barbour, M. T. (1995). Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. *Australian Journal of Ecology*, *20*(1), 108-121. https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1995.tb00525.x

Rivera-Soler, L., Daza-Ramírez, D., & Torres, C. (2022). Influencia de la granulometría, forma de pila y parámetros hidrológicos en la socavación. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, *32*(2), 27-42. https://doi.org/10.18359/rcin.5257

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Rodríguez, A. (2013). Caracterización y evaluación de la calidad del agua de la bahía de Jaramijó, provincia de Manabí, durante el año 2008. *Acta Oceanográfica del Pacífico*, *18*(1), 49-57. https://www.aquadocs.org/bitstreams/0402eb58-e1c2-4256-b112-7766ce7d00bb/viewer?itemid=a9ab97ed-f43f-4e90-985b-a086721e729a

Rodríguez-Ayala, S., Jaramillo-Castro, A., Zurita-Calle, L., Valdiviezo-Aguilar, A., & Choloquinga, C. (2022). Evaluación de la calidad del agua de riego proveniente de la acequia Tilipulo Enríquez-Cotopaxi mediante la relación de absorción de sodio (RAS). *Revista Politécnica*, *49*(2), 55-64. https://doi.org/10.33333/rp.vol49n2.06

Rodríguez-Badillo, L., Ríos-Guayasamín, P., Espinosa-Chico, M., Cedeño-Loja, P., & Jiménez-Ortiz, G. (2016). Caracterización de la calidad de agua mediante macroinvertebrados bentónicos en el río Puyo, en la Amazonía Ecuatoriana. *Hidrobiológica*, *26*(3), 497-507. https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2016v26n3/Rodriguez

Roldán-Peréz, G. (1996). *Guía para el estudio de macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia.* Universidad de Antoquia. https://ianas.org/wp-content/uploads/2025/05/wbp13.pdf

Roldán-Pérez, G. (2003). *Bioindicación de la calidad de agua en Colombia: propuesta para el uso del método BMWP/Col.* Universidad de Antioquia. https://books.google.com.co/books?id=ZEjgIKZTF2UC&printsec=frontcover#v=onepage&q&f=false

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Román-Valencia, C. (2001). Ecología trófica y reproductiva de *Trichomycterus caliense* y *Astroblepus cyclopus* (*Pisces: Siluriformes*) en el río Quindio, Alto Cauca, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 49(2), 657-666. https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442001000200025

Sanguil-Medina, B. S. (2022). *Evaluación de la calidad del agua mediante el índice de calidad de agua ICA-NSF del río Quero, cantón Quero* (tesis de posgrado). Universidad Internacional SEK, Quito, Ecuador. https://repositorio.uisek.edu.ec/handle/123456789/4580

Seo, M., Lee, H., & Kim, Y. (2019). Relationship between coliform bacteria and water quality factors at weir stations in the Nakdong River, South Korea. *Water*, 11(6), 1171. https://doi.org/10.3390/w11061171

Shannon, C. E., & Weaver, W. (1949). The mathematical theory of communication. The University of Illinois Press. https://pure.mpg.de/pubman/item/item_2383164_3/component/file_2383163/Shannon_Weaver_1949_Mathematical.pdf

Tahraoui, H., Bouallouche, R., Madi, K., Benkouachi, O. R., Boudraa, R., Belkacemi, H., Lekmine, S., Moussa, H., Touzout, N., Ola, M. S., Triki, Z., Zamouche, M., Kebir, M., Nasrallah, N., Assadi, A., Benguerba, Y., Zhang, J., & Amrane, A. (2025). Modeling total alkalinity in aquatic ecosystems by decision trees: Anticipation of pH stability and identification of main contributors. *Water* (Switzerland), 17(20), 2939. https://doi.org/10.3390/w17202939

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

TCM. (2022). *Minitab: ¿qué es y para qué sirve?* https://www.tcmetrologia.com/blog/minitab-que-es-y-para-que-sirve/#:~:text=MINITAB%20es%20un%20software%20estad%C3%ADstico,en%20el%20proceso%20de%20producci%C3%B3n

Tekman, M., Walther, B., Peter, C., Gutow, L., & Bergmann, M. (2022). *Impacts of plastic pollution in the oceans on marine species, biodiversity and ecosystems.* WWF Germany https://doi.org/10.5281/zenodo.5898684

Terneus, E., Hernández, K., & Racines, M. J. (2012). Evaluación ecológica del río Lliquino a través de macroinvertebrados acuáticos, Pastaza–Ecuador. *Revista de Ciencias*, *16*, 31-45. https://doi.org/10.25100/rc.v16i0.501

The Nature Conservancy. (2026). *Ecuador, política de aguas residuales. Coalición para impulsar políticas de aguas residuales en Ecuador*. https://reefresilience.org/es/case-studies/ecuador-wastewater-policy/#:~:text=El%20desaf%C3%ADoytext=Adicionalmente%2C%20el%2038.1%20por%20ciento,millones%20de%20ni%C3%B1os%20al%20a%C3%B1o

Ticona-Ortega, A. (2025). *Variación de la calidad del agua en el río Lampa por vertimiento de aguas residuales de la P.T.A.R. del distrito Lampa-Puno* (tesis de pregrado). Universidad Privada San Carlos, Puno, Perú. https://repositorio.upsc.edu.pe/handle/20.500.14891/1764

Vásconez, M., Mancheno, A., Álvarez, C., Prehn, C., Cevallos, C., & Ortiz, L. (2019). *Cuencas hidrográficas.* Universidad Politécnica Salesiana. https://dspace.ups.edu.ec/bitstream/123456789/19038/1/Cuencas%20hidrogr%C3%A1ficas.pdf

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Vásquez-Venegas, N., Soria-Noroña, L., & Chacha-Coles, A. (2023). Evaluación de calidad del agua en dos puntos de muestreo del río Blanco a través de indicadores biológicos (macroinvertebrados), ubicado en el cantón Lago Agrio, provincia de Sucumbíos. *Polo del Conocimiento*, *8*(3), 705-722. https://polodelconocimiento.com/ojs/index.php/es/article/view/5331

Villacís-Orozco D. A. (2019). *Distribución espacial de la Preñadilla (astroblepus cyclopus) en la cuenca alta del río Pumacunchi, provincia de Cotopaxi* (tesis de pregrado). Universidad Técnica de Cotopaxi, Latacunga, Ecuador. http://repositorio.utc.edu.ec/handle/27000/6658

Villena-Chávez, J. (2018). Calidad del agua y desarrollo sostenible. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Pública*, *35*(2), 304-308. https://doi.org/10.17843/rpmesp.2018.352.3719

Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lake and river ecosystems* (3rd ed.). Elsevier.

Zari-Arévalo, M. J. (2014). *Diseño de sistemas de conservación de áreas protegidas para el cantón El Pangui, provincia de Zamora Chinchipe* (tesis de pregrado). Universidad Técnica Particular de Loja, Loja, Ecuador. https://dspace.utpl.edu.ec/bitstream/123456789/10612/1/Zari%20Arevalo%20Mayra%20Judith.pdf

Zhang, L., Yuan, B., Yin, X., & Zhao, Y. (2019). The influence of channel morphological changes on environmental flow requirements in urban rivers. *Water*, *11*(9), 1800. https://doi.org/10.3390/w11091800

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-10

Artículos

Evaluación de vulnerabilidad a la intrusión marina mediante el método GALDIT en acuífero costero de Las Tablas, península de Azuero, Panamá

Assessment of vulnerability to marine intrusion using the GALDIT method in the coastal aquifer of Las Tablas, Azuero Peninsula, Panama

Valentina Opolenko[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-8734-9349

Manuel Olías[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-5394-3449

Francisco Moral[3], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-6406-6725

Antonia Jiménez[4], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-7495-4358

José Fábrega[5], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-1536-0386

[1]Centro del Agua del Trópico Húmedo para América Latina y el Caribe (CATHALAC), Panamá, valentina.opolenko@cathalac.int

[2]Universidad de Huelva, Huelva, España, manuel.olias@dgyp.uhu.es

[3]Universidad Pablo de Olavide, Sevilla, España, fmormar@upo.es

[4]Universidad Pablo de Olavide, Sevilla, España, ajimrodr@upo.es

[5]Universidad Tecnológica de Panamá, Panamá, jose.fabrega@utp.ac.pa

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Autora para correspondencia: Valentina Opolenko, valentina.opolenko@cathalac.int

Resumen

La escasez de agua constituye un desafío debido a presiones y conflictos que surgen por su uso. Panamá, un país tropical, con grandes extensiones de costas, donde habita el 50 % de la población, enfrenta los efectos del cambio climático que afectan drásticamente la disponibilidad del agua subterránea, específicamente en la región de Azuero. Debido a este problema, la temática del uso sostenible de recursos hídricos subterráneos cobra especial relevancia; al respecto, el distrito de Las Tablas, un importante polo de actividad económica y turística, se abastece en gran parte del agua subterránea. Así, para evaluar la vulnerabilidad de su acuífero costero, se aplicó el método GALDIT, que integra la información de seis parámetros que gobiernan la susceptibilidad intrínseca del acuífero a la intrusión marina, facilitando el cálculo del índice de vulnerabilidad. Como resultado, se construyeron mapas de vulnerabilidad actual del acuífero ante la intrusión marina y también con proyecciones al 2050 con distintos escenarios de cambio climático. La mayor parte del sector estudiado presenta una baja vulnerabilidad a la intrusión marina. Solo en una franja de aproximadamente 2 km desde la línea de costa se obtiene una vulnerabilidad moderada o alta, con los mayores valores en la zona situada más al noreste, donde el nivel piezométrico es más bajo y la conductividad eléctrica del agua es mayor. Los mapas generados serán relevantes para los gestores de recursos hídricos en su toma de decisiones, ya que facilitarán el manejo sostenible de los acuíferos, al crear programas de monitoreo de la calidad del agua subterránea y sus volúmenes de extracción.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Palabras clave: agua subterránea, gestión de los recursos hídricos, zona costera, cambio climático, previsión hidrológica, Panamá.

Abstract

Water scarcity is a challenge due to the pressures and conflicts that arise from its use. Panama, a tropical country with extensive coastlines and home to 50 % of the population, faces the effects of climate change that drastically affect groundwater availability, specifically in the Azuero region. Due to this problem, the issue of sustainable use of groundwater resources takes on special relevance, with the district of Las Tablas, a major hub of economic and tourism activity, largely supplied by groundwater. To assess the vulnerability of its coastal aquifer, the GALDIT method was applied. This method integrates information from six parameters that govern the aquifer's intrinsic susceptibility to marine intrusion, facilitating the calculation of the Vulnerability Index. As a result, maps of the aquifer's current vulnerability to marine intrusion were constructed, as well as projections to 2050, under different climate change scenarios. Most of the sector studied presents a low vulnerability to marine intrusion. Only in a strip approximately 2 km from the coastline is moderate or high vulnerability observed, with the highest values in the northeasterly zone, where the piezometric level is lowest and the electrical conductivity of water is highest. The generated maps will be relevant to water resource managers in their decision-making, as they will facilitate the sustainable management of aquifers, creating monitoring programs for groundwater quality and extraction volumes.

Keywords: groundwater, water resources management, coastal zones, climate change, hydrological forecasting, Panama.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Recibido: 02/06/2025

Aceptado: 09/11/2025

Publicado *ahead of print*: 12/12/2025

Versión final: 01/07/2026

Introducción

En los acuíferos costeros, los materiales permeables generalmente tienen una continuidad debajo del mar y, al ser el agua marina más densa que el agua dulce, existe de forma natural una cuña de agua salada que se introduce tierra adentro por debajo del agua dulce. Se denomina intrusión marina cuando la cuña de agua salada penetra tierra. La intrusión marina es un problema que afecta a muchos acuíferos costeros, donde se concentran la población mundial y las extracciones de aguas subterráneas (Custodio, 2010). En algunas zonas, la extensión de la intrusión marina es local y solo afecta algunos sondeos de extracción; mientras que en otras, la extensión es regional, con gravísimas consecuencias para el abastecimiento de agua a la población o a las industrias (Barlow & Reichard, 2010).

La vulnerabilidad a la intrusión marina puede definirse según las numerosas referencias en la literatura técnica como una probabilidad de penetración con que un contaminante —en este caso concreto sería el agua salada— alcanza una posición específica en un sistema acuífero costero. Esta introducción de agua salada en alguna posición de la zona saturada genera el desplazamiento de agua dulce, teniendo como una principal consecuencia la alteración de la calidad de las aguas del acuífero

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

por la mezcla entre agua dulce y salada. El concepto de vulnerabilidad fue introducido en 1968 por el hidrogeólogo francés J. Margat, y se refiere al riesgo de que las aguas subterráneas se contaminen con sustancias en concentraciones que superen los valores recomendados por la Organización Mundial de la Salud (OMS). Desde 1968 existe un número variado de definiciones sobre el mismo, y metodologías de su cualificación y representación cartográfica. Por ejemplo, según Foster *et al*. (2013), citando a Margat, el concepto trató de representar la sensibilidad de un acuífero al ser impactado negativamente en un punto determinado por una presión (o carga) contaminante impuesta desde la superficie terrestre, y se basa en la tesis de que el medio geológico y la cubierta edafológica proporcionan un cierto grado de protección de las aguas subterráneas frente a contaminantes de origen tanto natural como derivados de actividades humanas.

Mientras tanto, el otro concepto estrechamente asociado con la vulnerabilidad es el de riesgo de contaminación a la intrusión marina, que depende de factores intrínsecos determinados básicamente por las características del acuífero, su tipo y tamaño, así como por los parámetros hidráulicos, que son relativamente estáticos (es decir, permanentes a escalas razonables de tiempo), y por la existencia de factores extrínsecos, como la recarga natural o artificial, la explotación del acuífero (bombeo) y las actividades potencialmente contaminantes, que son esencialmente dinámicas (MOP, 2004). Debido a la influencia e interrelación de estos factores múltiples, la caracterización del proceso de la intrusión marina en la zona costera es considerada compleja y solo en aproximaciones muy simples se puede hacer con criterios universales. Por ello, la evaluación espacial y temporal de la intrusión marina requiere un tratamiento específico en cada caso, que debe fundamentarse en el conocimiento del

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422,
17(4), 417-455. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-10

funcionamiento hidrogeológico del acuífero afectado, y en la información obtenida de las redes de control y seguimiento (IGME, 2009).

Tomando en consideración los grandes cambios que se han producido a nivel mundial, así como en la República de Panamá, a consecuencia de nuevos conocimientos científicos y tecnológicos, este acelerado desarrollo ha impactado de manera directa en seres humanos, en el medio ambiente, así como en la disponibilidad de los recursos hídricos. A medida que aumenta la escasez de agua y la variabilidad hidrológica es mayor, afrontar los cambios provocados por el desarrollo constituye un desafío extraordinario debido a enormes presiones, riesgos y conflictos que surgen por el uso de recursos hídricos (Opolenko, 2022). Siendo Panamá un país tropical, con grandes extensiones de costas de aproximadamente 3 000 kilómetros de longitud, de los cuales 1 700 km corresponden al litoral Pacífico y 1 300 km al Caribe, se caracteriza por su gran diversidad de ecosistemas y accidentes costeros, y por su relevancia socioeconómica (MiAMBIENTE, 2023). De hecho, el 50 % de la población panameña habita en las zonas costeras (IHCantabria, 2023).

Esta presión demográfica, que va en constante aumento nacional, el creciente desarrollo económico de la región y los efectos del cambio climático con la disminución de lluvias y la subida de temperaturas (IPCC, 2019), afectan drásticamente la disponibilidad de los recursos hídricos, incluyendo al agua subterránea. El área de estudio se localiza en la península de Azuero, que forma parte del Arco Seco de Panamá. Es una vasta zona costera abastecida en gran parte por el agua de los pozos profundos, y se caracteriza como vulnerable debido a la falta de este preciado líquido durante la estación seca (verano) o el evento climático El Niño. Como resultado, al utilizar los recursos hídricos de forma insostenible, sobreexplotando los numerosos pozos, es probable que con

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422,
17(4), 417-455. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-10

el avance del tiempo se genere el estrés hídrico en sitios con mala o deficiente distribución hídrica (MiAMBIENTE, 2020), lo que daría origen y/o intensifique el problema de contaminación de los acuíferos por la intrusión marina. Por lo tanto, el objetivo principal de este trabajo es evaluar la vulnerabilidad a la intrusión marina en el acuífero de Las Tablas, sometida a una fuerte presión por extracciones de aguas subterráneas para el desarrollo económico de la zona. Ello contribuirá al uso sostenible de los recursos hídricos en la provincia de Los Santos, localizada en el Arco Seco de Panamá.

Área de estudio

El área de investigación se ubica en la zona costera del distrito de Las Tablas de la provincia de Los Santos. Forma parte de la cuenca hidrográfica núm. 126, denominada "Ríos entre Río Tonosí y Río La Villa", localizada en la vertiente del Pacífico, en el extremo sureste de la Península de Azuero (IGNTG, 2007).

El área total evaluada es una franja de unos 180 km^2, con una longitud por la costa de unos 15 kilómetros y 12 km lineales tierra adentro (Figura 1). Como el área de trabajo se encuentra al límite con el mar, su elevación inicia desde cero metros sobre el nivel del mar (m.s.n.m.), y se llega hasta niveles de 80 a 100 m.s.n.m. Tiene una población estimada, según el Censo Nacional de Población y Vivienda 2023 (INEC, 2023), de unas 27 mil personas.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 417-455. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-10

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

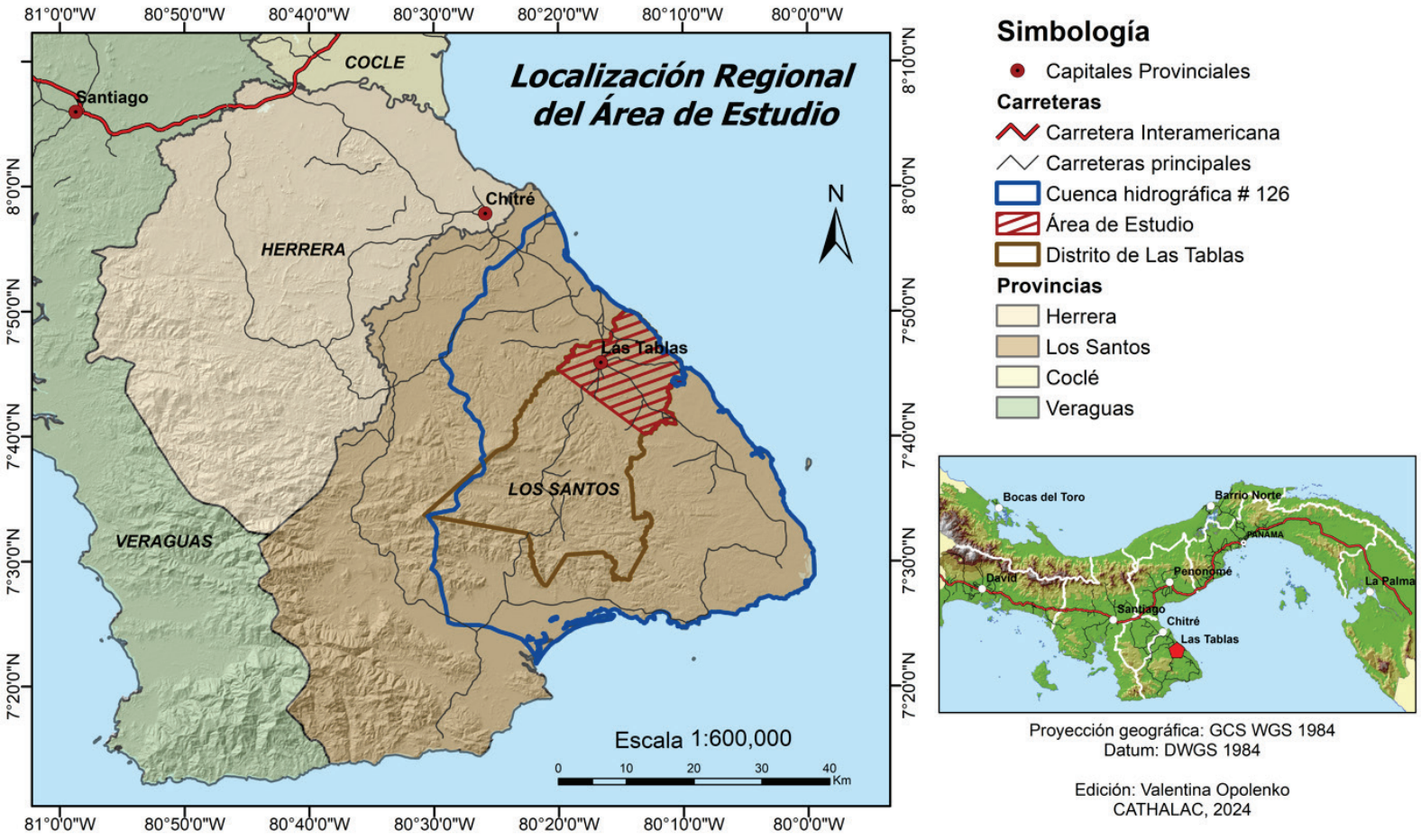


Figura 1. Localización regional del área de estudio.

Es una importante región a nivel nacional, que se caracteriza por el creciente desarrollo agroindustrial y ganadero, así como turístico, a pesar de formar parte del denominado Arco Seco de Panamá, una amplia zona que comprende las llanuras y colinas costeras orientales de las provincias de Los Santos y Herrera, así como el litoral sur de la provincia de Coclé (ANAM, 2009). El Arco Seco panameño integra el Corredor Seco Centroamericano, una franja continua de territorio altamente vulnerable a eventos climáticos extremos, que atraviesa Costa Rica, Nicaragua,

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 417-455. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-10

Honduras, El Salvador y Guatemala, incluyendo las zonas de Panamá ya mencionadas. Por lo tanto, la región donde se desarrolló la presente investigación es un territorio desfavorecido climáticamente y sometido durante décadas a una intensa degradación ambiental, en especial de los suelos y recursos hídricos, que se manifiesta a través del uso intensivo de agroquímicos, las prácticas de cultivos no apropiados para la vocación del suelo, sobreexplotación de acuíferos y la falta de sistematización de la gestión de sistemas de riego, entre otros, con los consiguientes perjuicios para el buen funcionamiento de muchos de los ecosistemas de la zona (Opolenko, 2015).

El comportamiento climático de la zona costera del distrito de Las Tablas, que forma parte del área de estudio, es un factor muy relevante, ya que de él depende en gran medida la capacidad de recarga o reposición de los acuíferos por infiltración profunda. Según la Zonación de los Regímenes Hídricos en América Latina y el Caribe, incluyendo a Panamá (UNESCO, 2007), la superficie de Arco Seco se clasifica como un territorio subhúmedo, con 5-6 meses secos, con clima tropical seco y precipitaciones anuales inferiores a 1 500 mm (las menores del país, entre 900 y 1 500 mm/año), y escasez de agua en comparación con el resto del territorio. Como consecuencia de la variabilidad climática natural de la zona y los eventos meteorológicos extremos, la región enfrenta periódicamente unos extensos períodos de déficit hídrico y sequías. Esta situación climática desfavorable —sumada a los efectos antrópicos— debido al uso intensivo de recursos hídricos subterráneos por la población para sus distintas actividades implica que los acuíferos costeros del área de estudio están siendo explotados a través de una gran cantidad de pozos profundos.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 417-455. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-10

El marco geológico de la zona costera del distrito de Las Tablas, que comprende el área de investigación, se desarrolla en un ambiente complejo por su evolución histórica de pequeño arco de islas y mares poco profundos a un istmo, luego afectado por intensa actividad volcánica acompañada de emersiones, regresiones y movimientos tectónicos con vectores multidireccionales, erosión y sedimentación (CATAPAN, 1968). Según el mapa geológico de la República de Panamá (DGRM, 1991), el conjunto de formaciones geológicas que constituyen el área investigada es representado por rocas de origen ígneo y sedimentario. Entre las rocas ígneas se distinguen dos tipos: plutónicas y volcánicas. La evolución de la geología histórica de la zona investigada muestra un cuadro de intercalamientos de formaciones sedimentarias, ígneas efusivas e intrusivas, que posteriormente fueron afectadas por levantamientos y movimientos tectónicos, que han moldeado con importantes fallas regionales su configuración actual.

En concreto, en la zona investigada afloran rocas de tres distintas formaciones geológicas: la formación sedimentaria Macaracas (TO-MAC), siendo de mayor extensión; la formación volcánica Playa Venado (K-VE); y la formación plutónica Valle Riquito (TEO-RIQ), que aflora en una extensión muy pequeña (Tabla 1 y Figura 2). Dichas formaciones, en su conjunto, representan el sistema acuífero de la zona evaluada.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 417-455. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-10

Tabla 1. Formaciones geológicas y litología del área de estudio.

Periodo	Formación	Símbolo	Descripción
Formaciones sedimentarias			
Paleógeno	Macaracas	TO-MAC	Areniscas tobáceas, lutitas
Formaciones plutónicas (intrusivas)			
Paleógeno	Valle Riquito	TEO-RIQ	Cuarzodioritas
Formaciones volcánicas (extrusivas)			
Cretácico	Playa Venado	K-VE	Basaltos, lavas y aglomerado

Fuente: elaboración de los autores con base en DGRM (1991).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 417-455. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-10

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

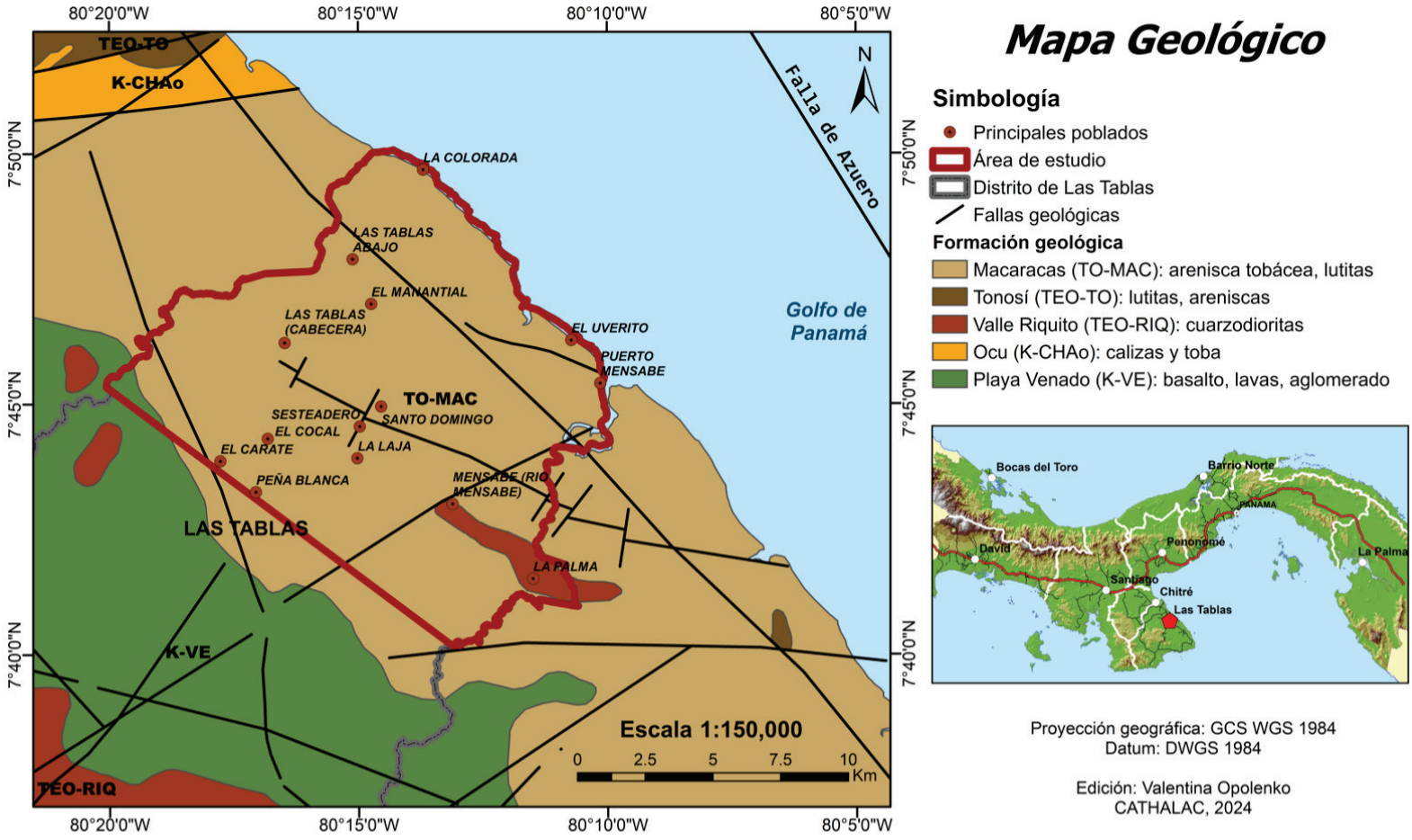


Figura 2. Mapa geológico del área de estudio. Fuente: elaboración de los autores con base en DGRM (1991).

En lo que se refiere a la hidrogeología, el Mapa Hidrogeológico de Panamá (ETESA, 1999), en la zona costera del distrito de Las Tablas hay dos tipos de acuíferos, cuya determinación y localización se basa en las características físicas de las rocas de diferentes formaciones geológicas existentes en la zona del estudio:

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 417-455. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-10

Unidad hidrogeológica B-1. Acuíferos predominantemente fisurados (discontinuos), con permeabilidad variable y moderadamente productivos (Q = 3-10 m^3/h). Representada por dos formaciones geológicas:

- Formación geológica Macaracas (TO-MAC), constituida por tobas, areniscas tobáceas y lutitas. Son acuíferos locales, restringidos a zonas fracturadas, conformados por una mezcla de rocas volcánicas fragmentarias, consolidadas y poco consolidadas, sobrepuestas a rocas ígneas consolidadas.

- Formación geológica Playa Venado (K-VE), constituida por basaltos, pillow lavas y aglomerados. Son acuíferos locales restringidos a zonas fracturadas; comprenden un conjunto de rocas efusivas, en su mayoría básicas, cuyas fisuras han sido en muchos casos selladas por la deposición de minerales secundarios.

Unidad hidrogeológica C-3. Áreas con acuíferos locales (intergranulares o fisurados) de productividad limitada o poco significativa. Acuíferos de muy baja producción (Q < 1 m^3/h), con permeabilidad baja a muy baja. Representada por la formación geológica Valle Riquito (TEO-RIQ), constituida por cuarzodioritas. Son cuerpos geológicos prácticamente con ausencia de acuíferos, con una estructura masiva, afectada por una serie de fallas y una fisuración poco desarrollada. La ocurrencia de aguas subterráneas está limitada a la zona de meteorización o fracturación de rocas adyacentes.

Para la evaluación del flujo de las aguas subterráneas en el área de estudio, que se caracteriza por una hipsometría muy baja, típica de las llanuras cercanas al mar, se tomaron en consideración las condiciones geológicas y topográficas presentes. Según estas características, una gran parte del territorio investigado se define como zona de descarga de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 417-455. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-10

acuíferos, con dirección del flujo hacia el mar. En términos generales, el sistema acuífero que conforma la zona de descarga está constituido por un acuífero libre poco profundo, desarrollado en las tobas y areniscas tobáceas de la formación sedimentaria Macaracas (TO-MAC). La calidad química de las aguas es generalmente buena, con una composición mayoritaria bicarbonatada cálcica (ANAM, 2012). En cuanto al balance hídrico del acuífero, la recarga media se estima en 150 mm/año, lo que en la zona de estudio equivale a un volumen de 27 hm^3/año (Figura 3).

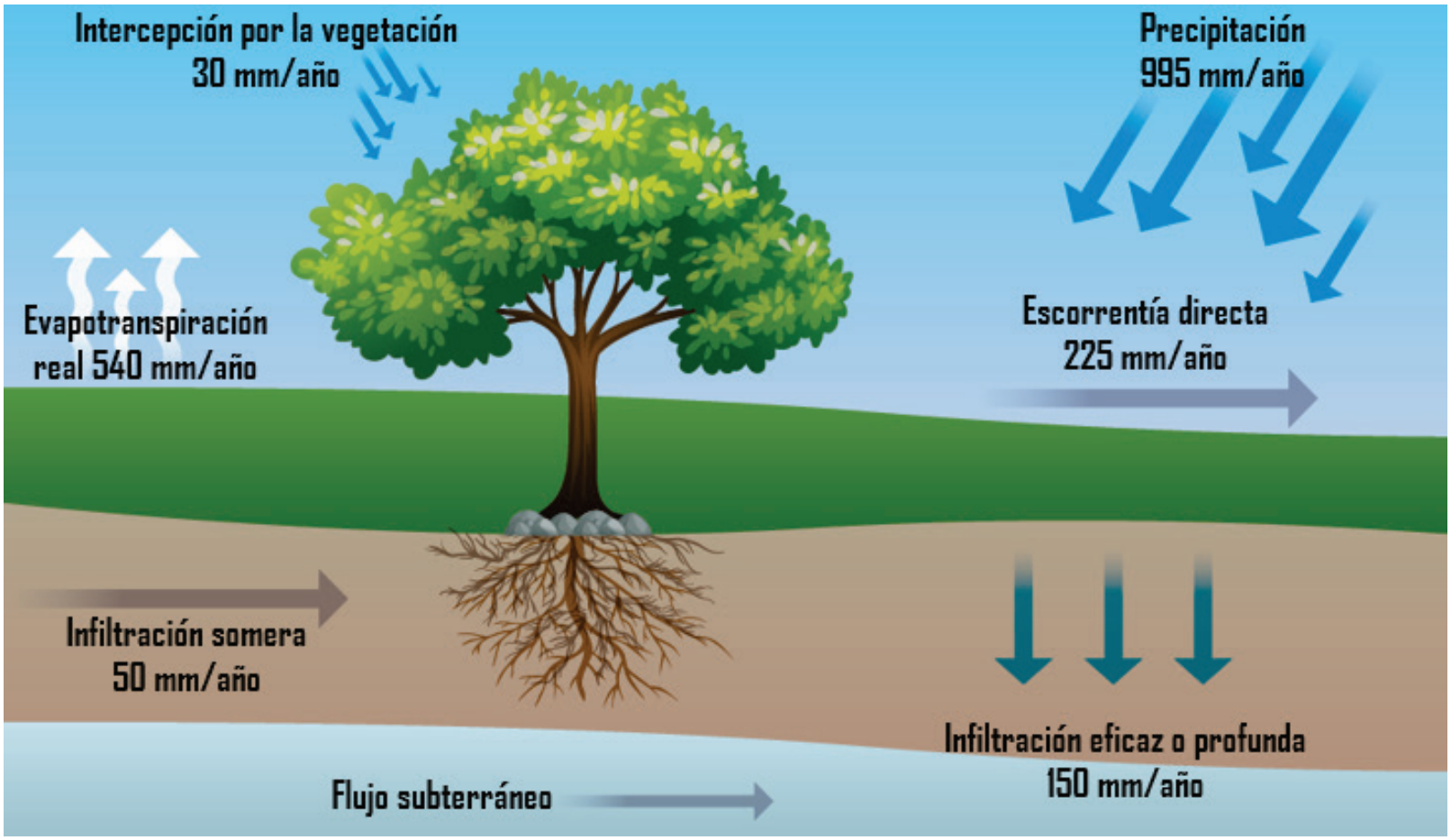


Figura 3. Balance hidrológico del área de estudio.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 417-455. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-10

El acuífero es explotado por numerosos pozos de poca profundidad (entre 30 y 80 metros), cuyas aguas se utilizan para suplir diversas demandas, como el consumo doméstico, industrial y agrícola, entre otros, siendo este último el mayor usuario de agua subterránea por las características propias de la actividad, especialmente durante la temporada seca de diciembre a abril. Los pozos tienen una productividad de unos 150 a 200 m^3/día.

Se estima que el volumen promedio anual de extracción del agua subterránea para consumo humano, industrial y otros usos, es de 4 hm^3/año. Mientras tanto, el uso de agua para actividades agrícolas es de 16 hm^3/año. El total de estos volúmenes de extracción es de 20 hm^3/año, lo que representa el 74 % de la recarga anual del acuífero. A pesar de tener el balance hidrológico positivo, es una alerta temprana, pues se encuentra, según la clasificación de la FAO y UN Water (2021), en el rango "Medio" (50-75 %) del nivel de estrés hídrico, pero muy próximo a pasar al rango de estrés "Alto" (75-100 %).

Materiales y métodos

Para la evaluación de la vulnerabilidad de los acuíferos a la intrusión marina del distrito de Las Tablas, se empleó el método GALDIT, desarrollado por Chachadi y Lobo-Ferreira (2001), que permite prevenir o reducir los riesgos de contaminación. Este método, ampliamente utilizado a nivel internacional (Yang *et al*., 2022; Abishek *et al*., 2024), y aplicado por primera vez en Panamá, integra la información de seis parámetros hidrogeológicos y topográficos que, en gran medida, gobiernan la susceptibilidad intrínseca de un acuífero costero a la intrusión marina. Los principales parámetros que incluye este método son:

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

G = tipo de acuífero (*Groundwater occurrence*). Un acuífero no confinado será menos vulnerable a la intrusión salina comparado con un acuífero confinado, porque durante el bombeo, el cono de depresión es comúnmente más grande que el de acuífero libre.

A = conductividad hidráulica del acuífero (*Aquifer hydraulic conductivity*). La mayor conductividad hidráulica permite mayor penetración de la cuña salina, lo que implica un aumento en la magnitud del movimiento del frente de agua de mar y, en consecuencia, una mayor vulnerabilidad a la intrusión marina.

L = altura del nivel piezométrico sobre el nivel del mar (*Height of groundwater level*). El nivel piezométrico es muy importante debido a que a mayor altura del agua dulce sobre el nivel del mar, la interfase de agua dulce/salada se encontrará a mayor profundidad.

D = distancia a la costa (*Distance from the shore*). La intrusión salina disminuye por lo general con el incremento de la distancia en dirección perpendicular a la línea de la costa. Por lo tanto, esta distancia tierra adentro y la altura del nivel del agua subterránea (nivel freático) sobre el nivel del mar se consideran como los factores con mayor influencia en la potencial intrusión marina.

I = impacto del estado actual de la intrusión de agua de mar (*Impact of existing status of seawater Intrusion*). Originalmente, el factor utilizó la relación $Cl^{-}/(HCO_3^{-1} + CO_3^{2-})$, propuesta por Chachadi y Lobo-Ferreira (2001). Luego, este factor fue modificado por Dörfliger *et al*. (2011), que presentaron la conductividad eléctrica del agua subterránea como un indicador alternativo de la salinidad del agua subterránea cuando no se dispone de datos sobre la química del agua subterránea para la relación cloruro/bicarbonato.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 417-455. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-10

T = espesor del acuífero (*Saturated aquifer thickness*). Se considera que a mayor espesor del acuífero, la cuña de agua salada tiene una mayor penetración tierra adentro, sobre todo en acuíferos no confinados o libres.

El índice de vulnerabilidad GALDIT se calcula aplicando la Ecuación (1):

$$Indice\ GALDIT = \frac{\sum_{i=1}^{6} W_i * R_i}{\sum_{i=1}^{6} W_i} \quad (1)$$

Donde:

R_i = factor de valoración o calificación de importancia del *i*-ésimo indicador

W_i = factor de ponderación o el peso del i-ésimo indicador

A cada variable se le da un valor, que tiene el rango 2.5 a 10, y la ponderación o el peso, que está en el rango entre 1 y 4, siendo el valor 1 de menor importancia y el valor 4 de mayor importancia de la intrusión marina (Tabla 2).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 417-455. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-10

Tabla 2. Puntuación y pesos asignados a los parámetros empleados en cálculo del índice GALDIT. Fuente: Adaptado de Chachadi y Lobo-Ferreira (2005).

Parámetro o indicador	Rango de variables de factores modificados	Factor de valoración o puntuación (R)	Factor de peso (W)
G: tipo de acuífero	Acuífero confinado	10	1
	Acuífero no confinado	7.5	
	Acuífero semiconfinado	5	
	Acuífero limitado	2.5	
A: conductividad hidráulica del acuífero (m/día)	> 40	10	3
	10-40	7.5	
	5-10	5	
	< 5	2.5	
L: altura del nivel del agua subterránea sobre el nivel del mar (m)	< 1	10	4
	1.0-1.5	7.5	
	1.5-2.0	5	
	> 2.0	2.5	
D: distancia desde la costa (m)	< 500	10	4
	500-750	7.5	
	750-1 000	5	
	> 1 000	2.5	
I: impacto del estado actual de la intrusión de agua de mar, EC (µS/cm)	> 3000	10	1
	2 000-3 000	7.5	
	1 000-2 000	5	
	< 1 000	2.5	
T: espesor del acuífero (m)	> 10	10	2
	7.5-10	7.5	
	5-7.5	5	
	< 5	2.5	

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 417-455. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-10

El índice de vulnerabilidad se calcula con la fórmula establecida, multiplicando los puntos asignados a cada parámetro por su peso relativo y sumando estos seis productos obtenidos. Una vez calculado el índice GALDIT, que permite determinar un valor numérico para cualquier entorno hidrogeográfico, es posible en función de la magnitud de este índice clasificar las zonas costeras en varias categorías de vulnerabilidad a la intrusión marina. El rango de puntuaciones mínimas y máximas del índice GALDIT —que varía entre 2.5 y 10— se divide en tres grupos.

Cuanto menor es el índice, menos vulnerable es la zona costera a la intrusión marina. Así, el método permite clasificar la vulnerabilidad de los acuíferos costeros a la intrusión marina en tres grupos de rangos: alta, mediana o moderada, y baja (Tabla 3).

Tabla 3. Clases de vulnerabilidad.

Rango del índice de vulnerabilidad GALDIT	**Clasificación de la vulnerabilidad**
≥ 7.5	Alta vulnerabilidad
5 a 7.5	Mediana vulnerabilidad
< 5	Baja vulnerabilidad

Fuente: Chachadi y Lobo-Ferreira (2005).

Para identificar las zonas vulnerables a la intrusión salina en el acuífero costero del distrito de Las Tablas y construir el mapa de vulnerabilidad, se emplearon las herramientas del sistema de información geográfica (SIG). Todos los parámetros del método GALDIT, según la metodología descrita, han sido evaluados, ponderados y digitalizados, creando las respectivas capas temáticas para cada factor. Las capas

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 417-455. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-10

temáticas —luego de superponerlas y combinar los datos, aplicando las funciones de análisis espacial y de una función matemática dentro del SIG, llamada "calculadora ráster"— facilitaron el cálculo del índice de vulnerabilidad, generando el mapa final de vulnerabilidad con zonificación en el área de estudio con diferentes vulnerabilidades a la intrusión marina.

Resultados

En total, durante la investigación se generaron seis mapas temáticos reclasificados según los respectivos factores de valoración, que caracterizan cada parámetro o indicador según la Tabla 2, dando como resultado lo siguiente (Figura 4):

- **G**: tipo de acuífero (*Groundwater occurrence*). La presencia de agua subterránea en el área evaluada se caracteriza por estar en gran parte en el sistema acuífero que se encuentra en condiciones no confinadas, por lo que se le asignó una calificación de 7.5; una pequeña parte se clasifica como acuífero limitado con valores de clasificación 2.5 (Figura 4-a).

- **A**: conductividad hidráulica del acuífero (*Aquifer hydraulic conductivity*). Para el área de estudio, los valores de conductividad se obtuvieron de las pruebas de bombeo realizadas, por lo general cuando se perforaron los pozos. La conductividad hidráulica del área de estudio varía de 0.15 a 5.71 m/día. En casi toda la extensión de la zona estudiada, la conductividad hidráulica es menor a 5 m/día, por lo que el valor asignado al parámetro A es de 2.5 (Figura 4-b).

- **L**: altura del nivel piezométrico sobre el nivel del mar (*Height of groundwater level*). Para el área de evaluación, la mayor parte de la superficie se clasifica con el valor de 2.5. El resto del polígono fue

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 417-455. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-10

clasificado con los valores de 5, 7.5 y 10. El impacto máximo de la intrusión de agua se observa en la proximidad de la costa y disminuye a medida que se avanza hacia el interior de la zona evaluada (Figura 4-c).

- **D**: distancia a la costa (*Distance from the shore*). Para el caso concreto del área estudiada, la gran parte de la superficie se clasifica con el valor de 2.5 y el resto del polígono obtuvo valores de 5, 7.5 y 10, teniendo los tres últimos la mayor influencia a lo largo de la costa (Figura 4-d).

- **I**: impacto del estado actual de la intrusión de agua de mar (*Impact of existing status of seawater Intrusion*). En el presente estudio se utilizaron los registros de conductividad eléctrica de agua de pozos ubicados en la zona costera del acuífero. Las mediciones permitieron establecer que la mayor parte del polígono evaluado está clasificada con el valor 2.5, lo que representa el rango de conductividad eléctrica del agua de pozos (EC) menor de 1 000 µS/cm. Mientras tanto, el resto del polígono obtuvo valores de clasificación de 5, 7.5 y 10, teniendo los rangos de 1 000 a 2 000 µS/cm, 2 000 a 3 000 µS/cm y mayor de 3 000 µS/cm, respectivamente (Figura 4-e).

- **T**: El área de estudio, que prácticamente es representada por el acuífero libre de la formación geológica Macaracas (TO-MAC), ha sido clasificada con el valor de 10, teniendo un rango de espesor del acuífero mayor de 10 metros (Figura 4-f).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 417-455. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-10

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

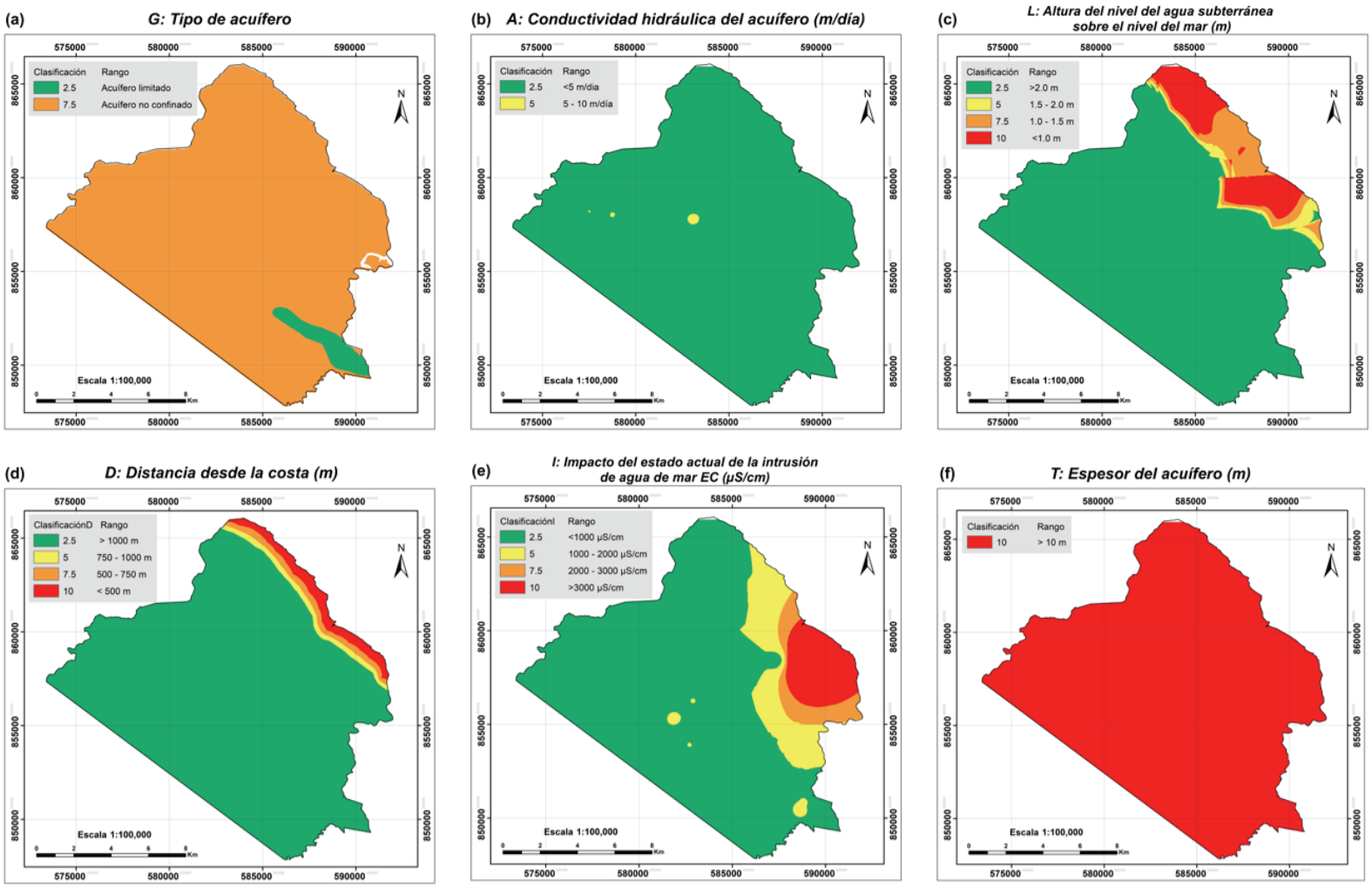


Figura 4. Capas temáticas de los parámetros GALDIT: (a) tipo del acuífero; (b) conductividad hidráulica del acuífero; (c) altura del nivel del agua subterránea sobre el nivel del mar; (d) distancia desde la costa; (e) impacto del estado actual de la intrusión marina; (f) espesor del acuífero.

El índice de vulnerabilidad del acuífero a la intrusión marina GALDIT en situación correspondiente al año 2024 —calculado para la zona costera del distrito de Las Tablas— varía en el rango de 3 a 8, dando como resultado en el mapa generado tres clases de la distribución espacial de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 417-455. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-10

este índice de vulnerabilidad (Figura 5): baja (< 5), mediana o moderada (5-7.5) y alta (> 7.5).

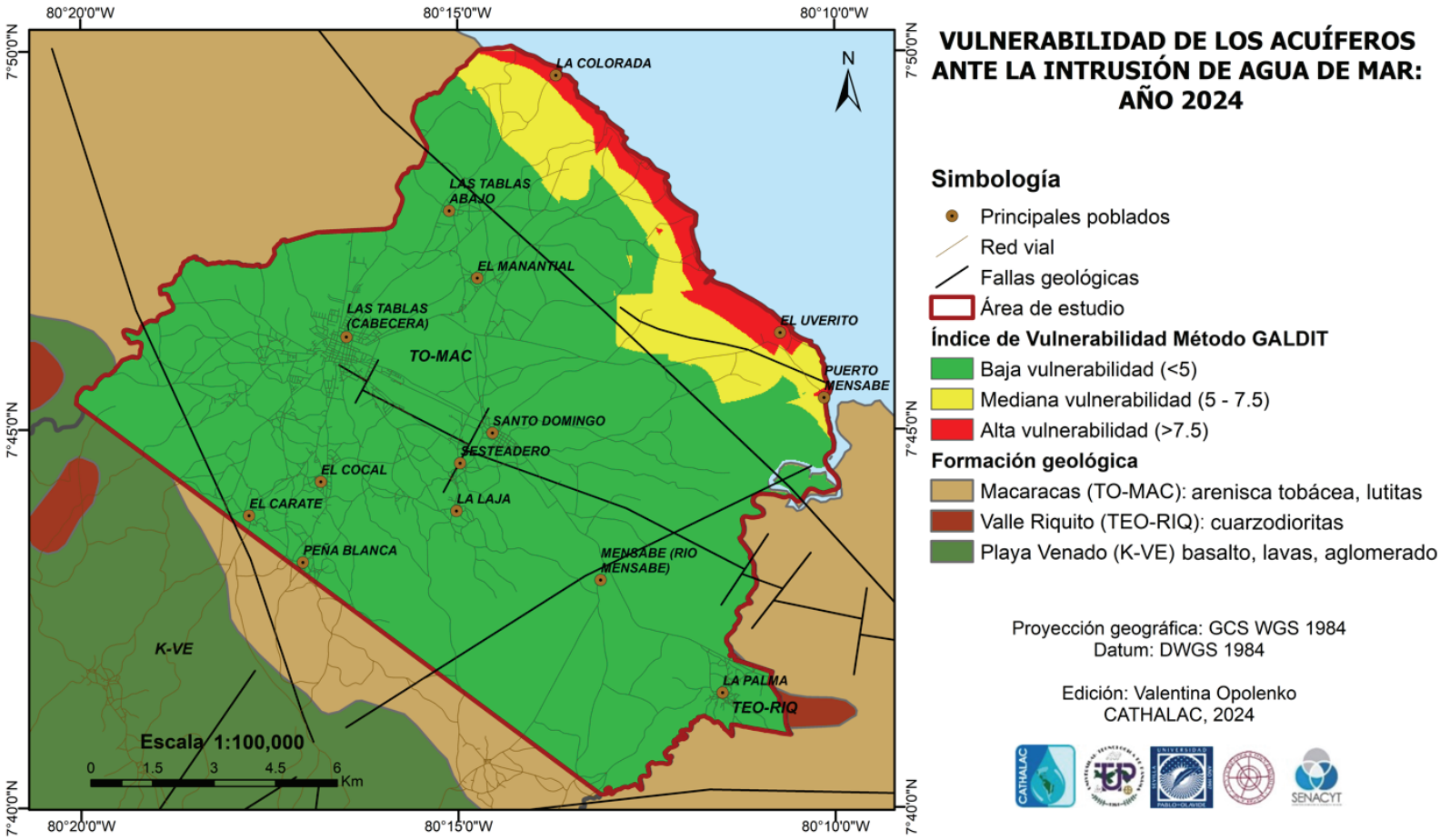


Figura 5. Mapa de vulnerabilidad de los acuíferos a la intrusión marina año 2024 en la zona costera del distrito de Las Tablas.

La **vulnerabilidad baja** cubre la mayor parte del polígono valorado (87.65 %), lo que representa 157.77 km^2. La zona delimitada en el mapa de vulnerabilidad inicia aproximadamente a unos 1 500 a 2 500 metros de la costa, y se caracteriza por valores relativamente bajos de la

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 417-455. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-10

conductividad eléctrica del agua subterránea y altos del nivel piezométrico. Esta condición favorable de distribución espacial de vulnerabilidad baja indica que existe una limitada posibilidad de afectación por intrusión marina tierra adentro, a pesar de un volumen significativo de extracción de agua subterránea por los numerosos pozos para distintos usos, que es aproximadamente de 20 hm^3/año, lo que representa el 74 % de la recarga anual del acuífero.

El 9.11 % del área restante (16.39 km^2) del polígono valorado se caracteriza por una **vulnerabilidad moderada**, que en este caso particular es una franja irregular de unos 1 500 a 2 500 metros, paralela a la costa, donde los valores de la conductividad eléctrica del agua subterránea aumentan de forma notable, que llegan (durante el muestreo de pozos realizado) a unos valores extremos del orden de 10 000 µS/cm en el sector este del área de estudio, en la zona aledaña a los manglares cercanos al Puerto Mensabé y a la comunidad de El Uverito. Con los resultados del muestreo se pudo precisar que la presencia de muy elevada conductividad eléctrica del agua subterránea en esta zona se debe mayormente a la explotación de pozos privados para el uso agropecuario, localizados a muy poca distancia entre ellos, esto es, unos 50 metros (Figura 6).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 417-455. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-10

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

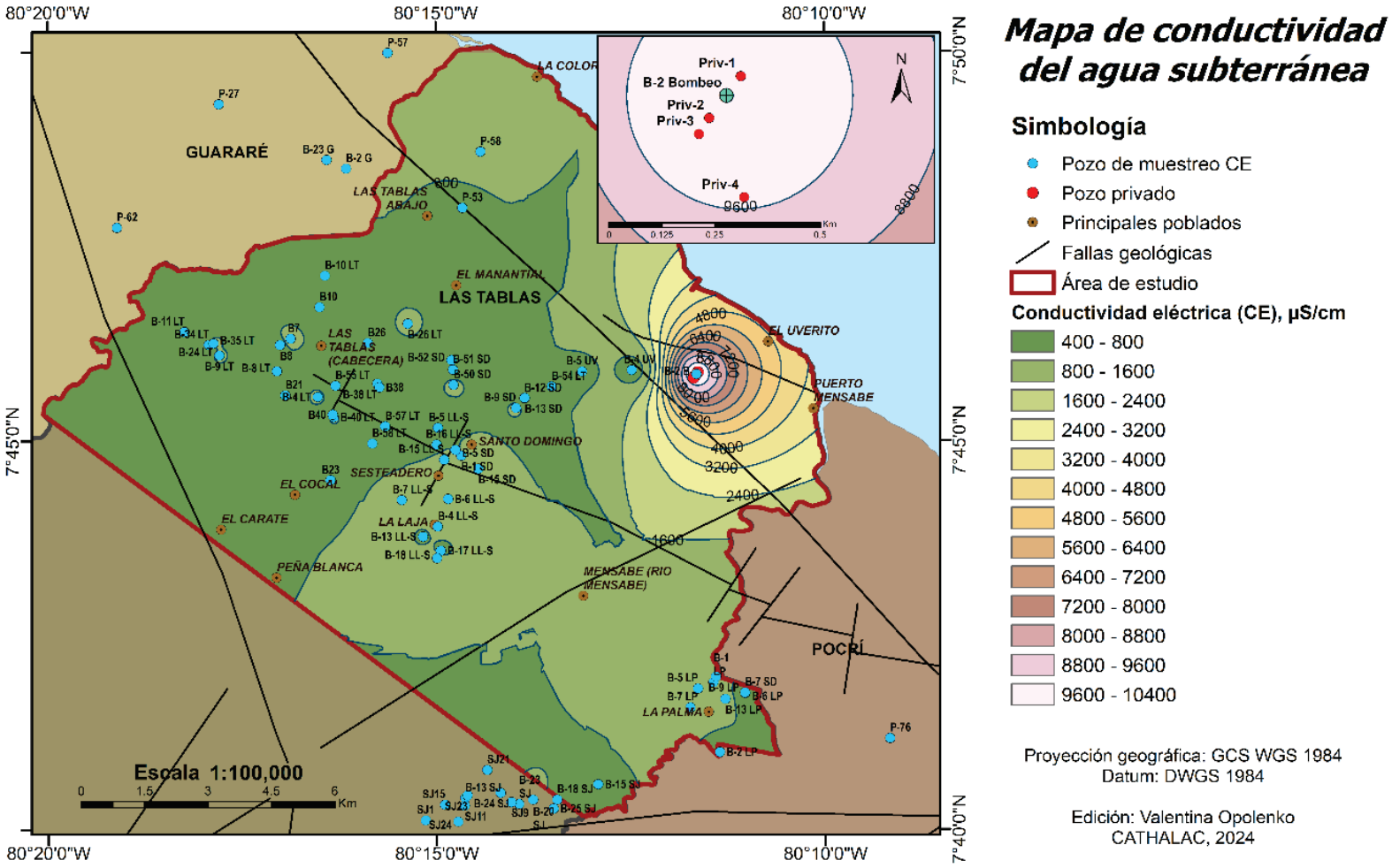


Figura 6. Mapa de conductividad eléctrica del agua subterránea del área de estudio.

Por otro lado, la posición del nivel freático sobre el nivel del mar —un parámetro de suma importancia en el cálculo de la vulnerabilidad— disminuye debido a esta extracción intensa y la presencia de zonas pantanosas salobres de relieve prácticamente plano, característico del ecosistema de manglares (Figura 7).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 417-455. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-10

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

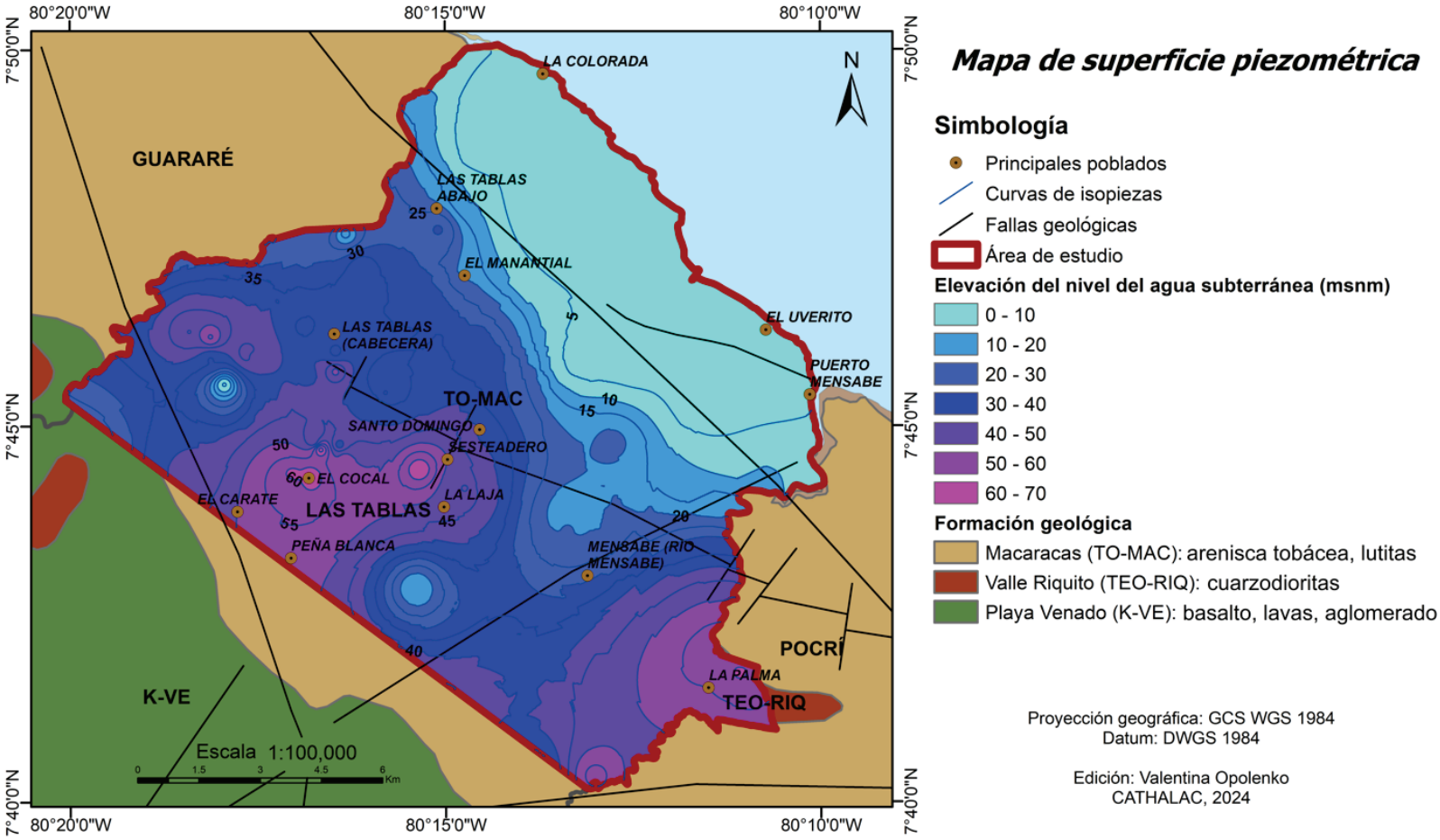


Figura 7. Mapa de superficie piezométrica del área de estudio.

Mientras tanto, la **vulnerabilidad alta** a la intrusión marina se presenta en forma de una angosta franja paralela a la costa, con un ancho aproximado de 500 metros (3.24 % de la superficie) y extensión de 5.84 km^2. Este sector se caracteriza —al igual que la zona con vulnerabilidad media— por la presencia de manglares en zonas bajas y en las desembocaduras de los ríos, con la intrusión periódica de agua salada del mar durante las mareas.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 417-455. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-10

También se elaboraron dos mapas de vulnerabilidad con proyecciones a mediano plazo; es decir, para el año 2050, de cara a distintos escenarios futuros de cambio climático. Los mapas construidos permiten analizar el efecto del aumento del nivel medio del mar a causa de altas emisiones de CO_2 (WMO, 2024) en los acuíferos de la zona costera evaluada. Según el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) en su Sexto Informe de Evaluación del Grupo de Trabajo I, AR6 (IPCC, 2022), se presentan nuevas proyecciones correspondientes a un conjunto de escenarios. Para la elaboración de estos dos mapas de vulnerabilidad de acuíferos con proyecciones a mediano plazo (2050) de los seis parámetros de GALDIT previamente calculados para la construcción del mapa de la vulnerabilidad actual de los acuíferos, se modificó solo el parámetro L, tomando en consideración los respectivos ascensos de nivel del mar. Como indica el Instituto de Hidráulica Ambiental de la Universidad de Cantabria (IHCantabria, 2023), para el Pacífico panameño los ascensos serían para el año 2050 de 0.19 metros para el escenario optimista SSP2-4.5 y de 0.26 metros para el escenario pesimista SSP5-8.5. Así, aplicando los nuevos valores de la altura del nivel del agua subterránea sobre el nivel del mar, se construyeron los siguientes dos mapas:

- **Mapa de vulnerabilidad de los acuíferos ante la intrusión del agua del mar: año 2050 escenario SSP2-4.5**. Es un escenario con emisiones de GEI intermedias y emisiones de CO_2 que se mantienen en torno a los niveles actuales hasta mediados de siglo. Se consideró que con ese escenario optimista para el año 2050 se registrará un ascenso de nivel del mar de 0.19 m para la costa del Pacífico de Panamá (Figura 8).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

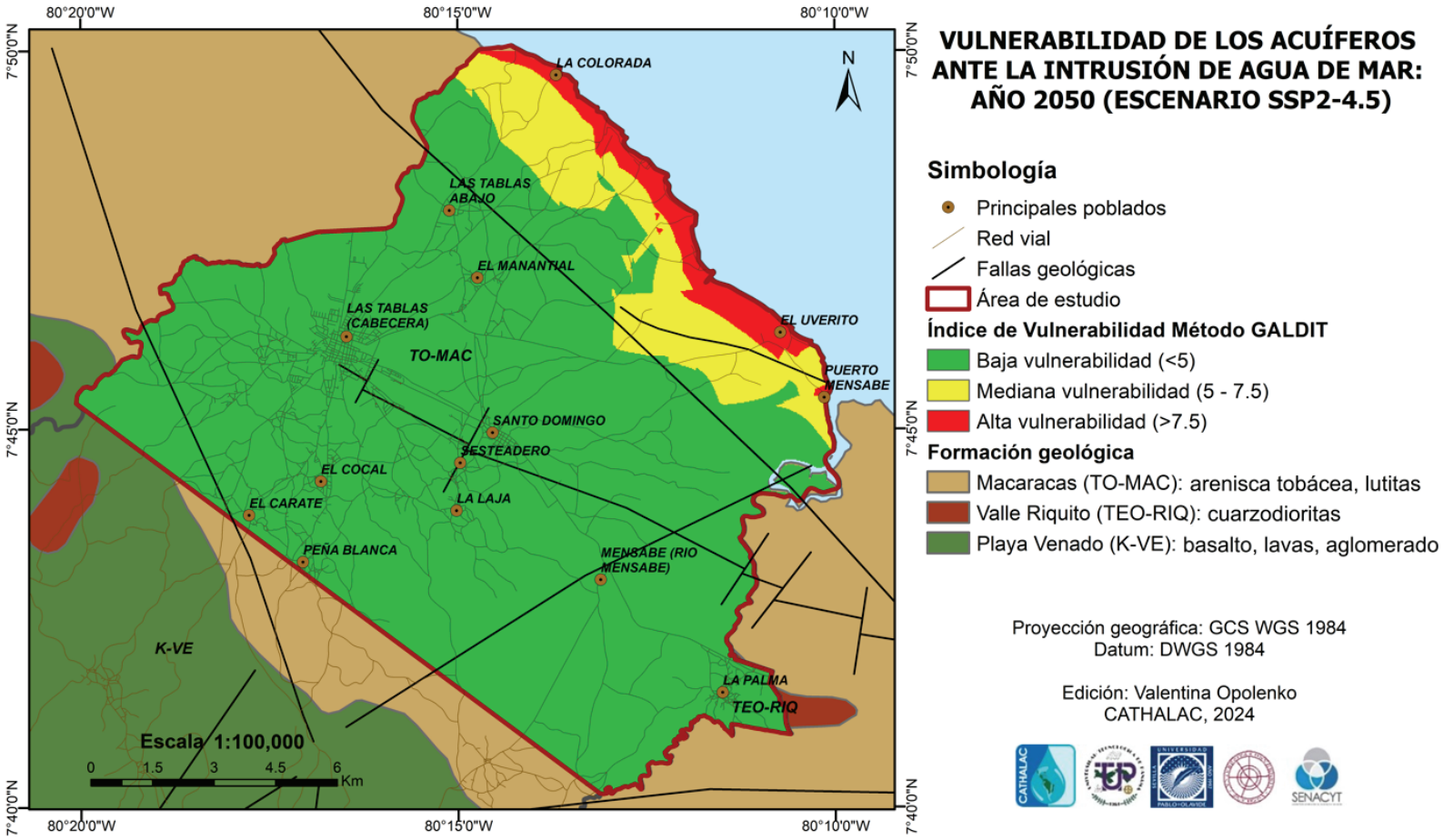


Figura 8. Mapa de vulnerabilidad de los acuíferos ante la intrusión del agua del mar: año 2050, escenario SSP2-4.5.

- **Mapa de vulnerabilidad de los acuíferos ante la intrusión del agua del mar: año 2050, escenario SSP5-8.5**. Es un escenario pesimista con emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) muy altas y emisiones de CO_2 que se duplican aproximadamente sobre los niveles actuales para el año 2050. Se consideró que con ese escenario para el año 2050 se registrará un ascenso de nivel del mar de 0.26 m para la costa del Pacífico de Panamá (Figura 9).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 417-455. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-10

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

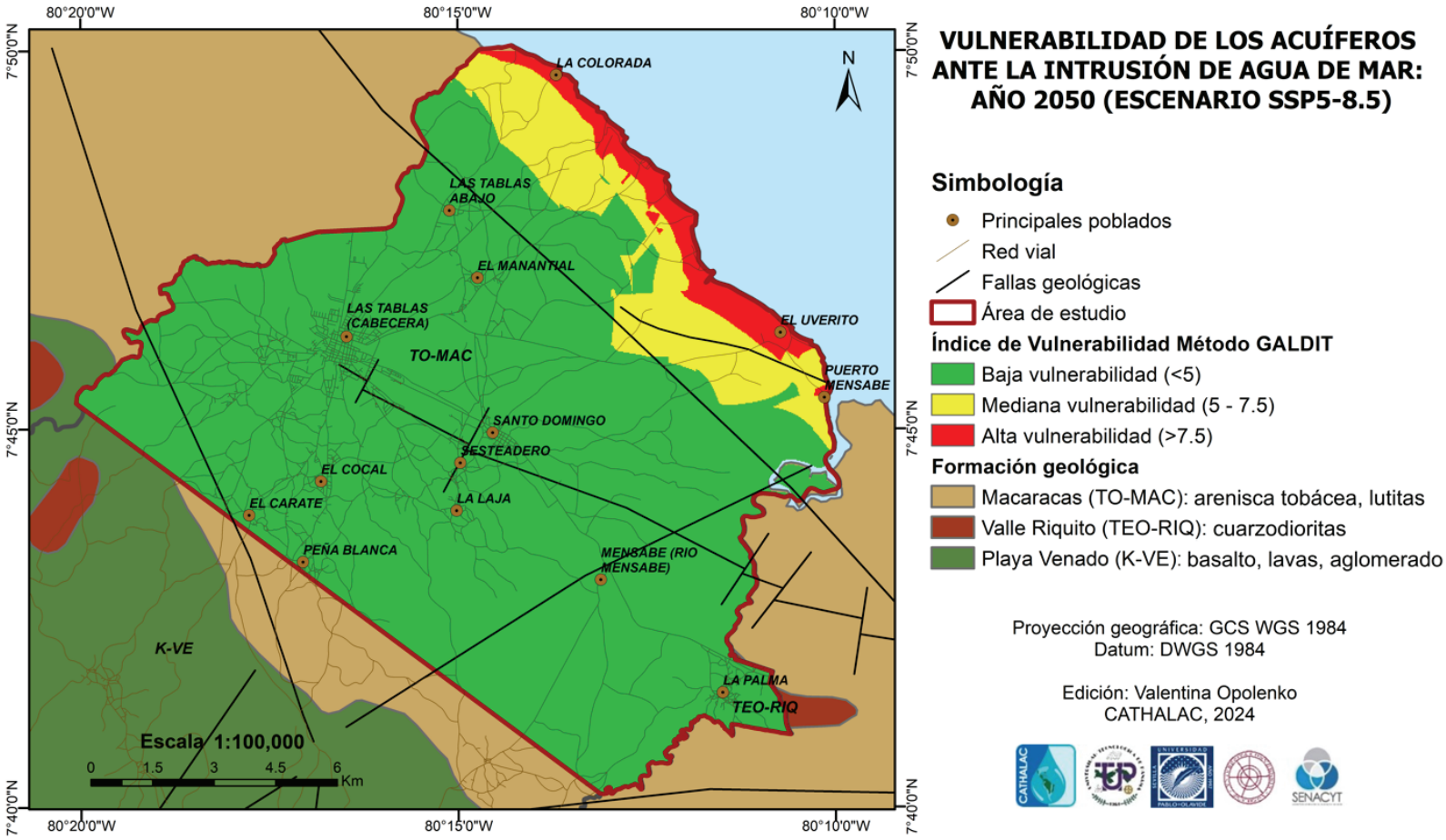


Figura 9. Mapa de vulnerabilidad de los acuíferos ante la intrusión del agua del mar: año 2050, escenario SSP5-8.5.

Cabe destacar que comparando ambos mapas generados con las proyecciones a futuro (Figura 8 y Figura 9) y el mapa de vulnerabilidad actual de los acuíferos a la intrusión marina (Figura 5), se puede observar que realmente no hubo diferencias significativas entre estos tres mapas con respecto a la distribución espacial de las clases del índice de vulnerabilidad en la zona costera del distrito de Las Tablas (Tabla 4).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 417-455. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-10

Tabla 4. Clases de vulnerabilidad GALDIT al año 2024 y futura de la zona costera del distrito de Las Tablas.

Clases de vulnerabilidad	Nivel del mar año 2024 (m)		Nivel del mar previsto en año 2050, escenario SSP2-4.5 (+0.19 m)		Nivel del mar previsto en año 2050, escenario SSP5-8.5 (+0.26 m)	
	Área (km^2)	(%)	Área (km^2)	(%)	Área (km^2)	(%)
Baja	157.77	87.65	155.98	86.66	155.42	86.35
Moderada	16.39	9.11	17.98	9.99	18.35	10.20
Alta	5.84	3.24	6.04	3.35	6.22	3.46

Los resultados obtenidos de la construcción del mapa de vulnerabilidad correspondiente al año 2024 del acuífero costero del distrito de Las Tablas durante la investigación indican que las medidas de mitigación de este fenómeno de contaminación del agua subterránea dulce por el agua salada deben implementarse lo más pronto posible (a corto plazo) para preservar este rango de la vulnerabilidad baja que domina en la actualidad con porcentajes altos de distribución en el área de estudio. El mismo comportamiento también se observó en los mapas de vulnerabilidad de las aguas subterráneas a la intrusión marina elaborados para ambos escenarios del cambio climático a futuro (año 2050), información que permitiría a los gestores de recursos hídricos la planificación de las medidas adecuadas de adaptación a este fenómeno.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 417-455. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-10

Conclusiones

En el presente trabajo se aplicó el método GALDIT, que permitió evaluar la vulnerabilidad de las aguas subterráneas a la intrusión marina del acuífero costero del distrito de Las Tablas de la región de Azuero. El área de estudio, con una superficie de 180 km^2, se caracteriza por el crecimiento socioeconómico y agroindustrial, con una notable expansión demográfica y turística. Los recursos hídricos que abastecen todas estas actividades son, en gran parte, subterráneos (pozos profundos) y están expuestos a la degradación debido a su uso excesivo, a los efectos adversos del cambio climático y a la contaminación provocada por la intrusión marina, además de las distintas actividades antrópicas.

El mapa de vulnerabilidad del año 2024 de los acuíferos ante la intrusión del agua de mar en la zona costera del distrito de Las Tablas mostró con claridad las áreas moderada y altamente vulnerables a la contaminación salina. Dichas áreas se localizan en la proximidad a la costa, dentro de los primeros 1 500 a 2 500 metros, en específico en la parte este del área de estudio, donde se observan distintas actividades agroindustriales con la explotación de numerosos pozos particulares, y una amplia zona de manglares, aledaños al Puerto Mensabé y a la comunidad de Uverito.

El impacto de la elevación del nivel del mar debido al cambio climático en la vulnerabilidad del acuífero se ha estudiado solo a través del parámetro L (altura del nivel piezométrico sobre el nivel del mar) del método GALDIT para los futuros escenarios SSP2-4.5 y SSP5-8.5 en el año 2050, que suponen una elevación del nivel del mar de 0.19 y 0.26 m, respectivamente. La metodología aplicada para la elaboración de los mapas de vulnerabilidad con proyecciones a mediano plazo se fundamentó

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 417-455. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-10

en la disponibilidad y calidad de la información técnica de base del área investigada que, en este caso concreto, ha sido muy escasa y en algunos sectores inexistentes.

A pesar de que según los mapas de vulnerabilidad generados con proyecciones para el año 2050 no se producirán cambios significativos en la vulnerabilidad del acuífero a la intrusión marina, sería necesario en nuevos estudios tomar en consideración el futuro crecimiento de la población, que contribuiría al alza de la demanda del agua subterránea para distintos usos. Además, los cambios en los regímenes de precipitación y, por ende, en la recarga de acuíferos, tendrán efectos negativos en otros parámetros del método GALDIT, como el impacto del estado actual de la intrusión de agua de mar (I) en la zona costera y el cambio de espesor del acuífero (T) por sobreexplotación.

De este modo, la generación de los mapas de la vulnerabilidad de las aguas subterráneas a la intrusión salina del área de estudio tiene sus méritos en ayudar a las autoridades locales y a las partes interesadas (propietarios de pozos) a regular el uso del agua subterránea, y planificar políticas y estrategias efectivas para proteger los recursos hídricos costeros, incluida la creación del programa de monitoreo de las aguas subterráneas, tomando en consideración el efecto del cambio climático en el incremento del nivel medio del mar y las disminuciones drásticas de las precipitaciones actuales y futuras.

Tomando en consideración que la presente investigación es un proyecto piloto nacional y el agua subterránea es vital en la zona estudiada, se deben llevar a cabo investigaciones más detalladas para determinar el estado real de la intrusión marina en la zona de estudio. Sería recomendable la inclusión de investigaciones geofísicas que permitan la mejor caracterización espacial de algunos de los indicadores

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(4), 417-455. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-04-10

del método GALDIT. Además, la inclusión de técnicas de teledetección para evaluar la variación espacio-temporal de la vegetación y la salinidad de los suelos permitiría estimar mejor la vulnerabilidad de las aguas subterráneas en la región debido al impacto negativo de estos indicadores.

Por otra parte, para este fin es importante instalar una red piezométrica, lo que permitirá el desarrollo de modelos del comportamiento dinámico del sistema acuífero bajo fuerzas impulsoras naturales, como el cambio climático, y antrópicas, para poder producir resultados predictivos efectivos y útiles, que concluyan con la comprensión de la gravedad del fenómeno de la intrusión marina en las aguas subterráneas en zonas costeras y tenga un factor multiplicador a nivel nacional.

Agradecimientos

El equipo de investigación del proyecto agradece a las siguientes instituciones y organizaciones que acompañaron y brindaron su valioso apoyo en este esfuerzo investigativo:

A la Secretaría Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación (Senacyt) por su decidida contribución al desarrollo científico-tecnológico de este país.

Al personal de la Dirección Regional de Los Santos del Ministerio de Ambiente (MiAMBIENTE); del Ministerio de Desarrollo Agropecuario (MIDA) y, en especial, al Instituto de Acueductos y Alcantarillados Nacionales (IDAAN).

Al Municipio de Las Tablas, a los miembros del Comité de Cuenca Hidrográfica denominada “Ríos entre Río Tonosí y Río La Villa”; a las

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

distintas comunidades beneficiarias por su actitud positiva y aporte de conocimiento local.

Al Centro Regional Universitario de Azuero (CRUA), por el apoyo brindado en la coordinación y realización de la jornada de sensibilización y el ciclo de conferencias sobre la gestión sostenible de aguas subterráneas en zonas costeras.

Al todo el equipo de CATHALAC, que apoyó la exitosa ejecución de este proyecto, y al Consultor MSc. Geólogo Roneldo Arjona, por su valiosa participación y aportes en el desarrollo de esta investigación.

Referencias

Abishek, R. S., Ravindran, A. A., & Priya, S. R. (2024). Coastal vulnerability assessment using the GALDIT model: A case study of Mukkani and Palayakayal regions in the Thamirabarani delta, Southern Tamil Nadu, India. *Modeling Earth Systems and Environment*, *10*, 5257-5271. https://doi.org/10.1007/s40808-024-02062-8

ANAM, Autoridad Nacional del Ambiente. (2009). *Atlas de las tierras secas y degradadas de Panamá*. http://bdigital.binal.ac.pa/bdp/Atlas%20%20de%20la%20tierras%20secas%20y%20degradadas.pdf

ANAM, Autoridad Nacional del Ambiente. (2012). *Línea base: diagnóstico biofísico, socioeconómico y potencial energético de la cuenca hidrográfica entre los ríos Tonosí y La Villa-Guararé*. https://cuencas.miambiente.gob.pa/wp-content/uploads/2020/08/L%C3%ADnea-Base-cuenca-126.pdf

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Barlow, P. M., & Reichard, E. G. (2010). Saltwater intrusion in coastal regions of North America. *Hydrogeology Journal*, *18*, 247-260. https://doi.org/10.1007/S10040-009-0514-3

CATAPAN, Catastro Rural de Tierras y Aguas. (1968). *Geología. Volumen III*. Comisión de Reforma Agraria.

Chachadi, A. G., & Lobo-Ferreira J. P. (2001). Sea water intrusion vulnerability mapping of aquifers using GALDIT method. *Proceedings of the Workshop on Modelling in Hydrogeology, Anna University, Chennai*, 143-155. https://www.academia.edu/218681/Modelling_in_Hydrogeology

Chachadi, A. G., & Lobo-Ferreira, J. P. (2005). Assessing aquifer vulnerability to sea-water intrusion using GALDIT method: Part 2 – GALDIT Indicators Description. IAHS and LNEC. *Proceedings of the Fourth Inter Celtic Colloquium on Hydrology and Management of Water Resources*, Portugal, 1-12. https://aprh.pt/celtico/PAPERS/26.PDF

Custodio, E. (2010). Coastal aquifers of Europe: An overview. *Hydrogeology Journal*, *18*(1), 269-280. https://doi.org/10.1007/s10040-009-0496-1

DGRM, Dirección General de Recursos Minerales. (1991). *Mapa geológico de la República de Panamá.* 1:250.000. Ministerio de Comercio e Industrias.

Dörfliger, N., Dumon, A., Aunay, B., Picot, G., Moynot, C., & Bollard, M. (2011). *Influence de la montée du niveau de la mer sur le biseau salin des aquifères côtiers des DROM/COM, Rapport final*. BRGM RP-60828-FR. https://infoterre.brgm.fr/rapports/RP-60828-FR.pdf

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

ETESA, Empresa de Transmisión Eléctrica, S. A. (1999). *Mapa hidrogeológico de Panamá*. Gerencia de Hidrometeorología. https://skat.ihmc.us/rid=1NDQGJ59S-NRFG2C-2LK6/Mapa_Hidrogeologico.pdf

FAO & UN Water. (2021). *Progress on level of water stress. Global status and acceleration need for SDG Indicator 6.4.2, 2021*. FAO, United Nations Water (UN Water). https://doi.org/10.4060/cb6241en

Foster, S., Hirata, R., & Andreo, B. (2013). The aquifer pollution vulnerability concept: Aid or impediment in promoting groundwater protection? *Hydrogeology Journal*, *21*(7), 1389-1392. https://doi.org/10.1007/s10040-013-1019-7

IGNTG, Instituto Geográfico Nacional "Tommy Guardia". (2007). *Atlas nacional de la República de Panamá*. Instituto Geográfico Nacional "Tommy Guardia".

IGME, Instituto Geológico y Minero de España. (2009). *Encomienda de gestión para la realización de trabajos científico-técnicos de apoyo a la sostenibilidad y protección de las aguas subterráneas. Actividad 7: Establecimiento de indicadores de intrusión marina y cálculo de los volúmenes ambientales al mar. Volumen I Propuesta de indicador de estado de intrusión marina. Aplicación a las masas de agua subterránea de la provincia de Castellón*. https://info.igme.es/SidPDF/140000/557/140557_0000001.pdf

INEC, Instituto Nacional de Estadística y Censo. (2023). *XII Censo de Población y VIII de Vivienda 2023*. *Resultados Finales Básicos*. Panamá. https://www.inec.gob.pa/archivos/P07055475202311091053 54CUADRO%2010.pdf

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

IHCantabria, Instituto de Hidráulica Ambiental de la Universidad de Cantabria. (2023). *Desarrollo de una base de datos de dinámicas marinas en las costas panameñas para evaluar impactos y vulnerabilidad por ascenso del nivel del mar. Producto 3.2.* Ministerio de Ambiente. https://sinia.gob.pa/dinamicas-marinas-producto-3-2-base-de-datos-dinamicas-marinas-en-panama/

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. (2019). *Calentamiento global de 1,5 °C. Resumen para responsables de políticas*. OMM/PNUMA. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/2/2019/09/SR15_Summary_Volume_spanish.pdf

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. (2022). *Climate change 2022: Impacts, adaptation and vulnerability.* Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. https://doi.org/10.1017/9781009325844

MOP, Ministerio de Obras Públicas. (2004). *Manual para la aplicación del concepto de vulnerabilidad de acuíferos establecido en la Norma de Emisión de Residuos Líquidos a Aguas Subterráneas D.S. N° 46 de 2002*. Dirección General de Aguas. https://bibliotecadigital.ciren.cl/server/api/core/bitstreams/cfb2a034-24ef-44c0-b27b-18a2cddb6c07/content

MiAMBIENTE, Ministerio de Ambiente. (2020). *Plan Nacional de Sequía para Panamá*. Comité Nacional de Lucha Contra la Sequía y Desertificación. https://www.unccd.int/sites/default/files/country_profile_documents/Plan Nacional contra la Sequia.pdf

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

MiAMBIENTE, Ministerio de Ambiente. (2023). *Resumen ejecutivo. Riesgo de cambio climático, precipitación, temperatura, ascenso del nivel del mar 2030, 2050, 2070.* Dirección de Cambio Climático. https://transparencia-climatica.miambiente.gob.pa/wp-content/uploads/2024/02/1-Resumen-ejecutivo-Escenarios-CC-Ascenso-del-nivel-del-mar-2050-editado-ajustado-19-de-junio-2023.pdf

Opolenko, V. (2015). *Sensibilidad medioambiental a la desertificación en la cuenca del río La Villa, República de Panamá* (tesis doctoral). Universidad Internacional de Andalucía y Universidad de Huelva, España. https://doi.org/10.56451/10334/3687

Opolenko, V. (2022). Identificación y caracterización de potenciales sistemas acuíferos en la parte media y baja de la cuenca del río La Villa, República de Panamá. *Revista Geográfica de América Central*, (67), 83-120. https://doi.org/10.15359/rgac.67-2.4

UNESCO, Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. (2007). *Zonación de los regímenes hídricos de América Latina y el Caribe desde una perspectiva climática* (Documentos Técnicos del PHI-LAC, N° 6). https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000228182.locale=es

WMO, World Meteorological Organization. (2024). The state of greenhouse gases in the atmosphere based on global observations through 2023. *Greenhouse Gas Bulletin*, (20). https://library.wmo.int/viewer/69057/download?file=GHG-20_en.pdf&type=pdf&navigator=1

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Yang, J. S., Jeong, Y.W., Agossou, A., Sohn, J. S., & Lee, J. B. (2022). GALDIT modification for seasonal seawater intrusion mapping using multi criteria decision making methods. *Water*, *14*(14), 2258. https://doi.org/10.3390/w14142258

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)